



Universidad
de Alcalá

**Estimación del contenido de
humedad de vegetación
mediterránea a partir de imágenes
MODIS**

Tesis doctoral presentada por

MARTA YEBRA ALVAREZ

bajo la dirección del

Dr. EMILIO CHUVIECO SALINERO

Catedrático de Análisis Geográfico Regional

Programa de doctorado de Cartografía, S.I.G. y Teledetección

DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA

Alcalá de Henares, septiembre 2008

A mi madre

Y entonces la luz me dió una imagen,

un instante de sosiego, un pétalo,

una caricia...

¿mamá?- susurré. Si, era ella.

Celina Yebra Álvarez

AGRADECIMIENTOS

Antes de empezar con la larga lista de personas que directa o indirectamente me han ayudado en la elaboración de esta tesis doctoral, deseo agradecer al **Ministerio de Educación y Ciencia** la concesión de la beca del Programa de Formación del Profesorado Universitario (FPU) y la aprobación del proyecto Firemap, ambas fuentes de financiación de este trabajo doctoral. También agradecer a las **autoridades del Parque Nacional de Cabañeros** el permitirme realizar los muestreos de campo, imprescindibles para la elaboración de casi todos los capítulos de esta tesis doctoral.

En primer lugar, quiero agradecer especialmente y con mucho cariño a:

- **Mi madre** y mejor amiga, **Leonor**, a la que dedico esta tesis doctoral. Sin duda alguna, todo lo que tengo y todo lo que sé, se lo debo a la educación que ella me ha proporcionado en las primeras etapas de mi vida, y a sus sabios consejos, tanto en lo profesional como en lo personal.
- **Adrián**, por estar a mi lado apoyándome durante los cuatro años de elaboración de esta tesis. También por llevar con paciencia mis largas ausencias en el extranjero, escucharme e intentar entender mis ideas y como no, por acompañarme numerosos fines de semana a muestrear en Cabañeros. También por brindarme su cariño y hacerme feliz.
- Mi director de tesis, **Dr. Emilio Chuvieco**, por brindarme la oportunidad de trabajar con él y su grupo de investigación, asistir a conferencias, reuniones de proyectos, colaborar en sus clases y un largo etcétera que, al margen del desarrollo de mi tesis doctoral, ha complementado extraordinariamente mi formación. También por llevar a cabo su filosofía “Que ningún genio se malogre por falta de medios”, por escucharme, ayudarme, guiarme y animarme “¡Ánimo con ello!”.

En segundo lugar, me gustaría destacar a aquellos **amigos** que han querido experimentar y entender un poco más el por qué de “mis paseos por el campo recogiendo florecillas”, viniendo conmigo a muestrear en días festivos. Aunque no me gustan los favoritismos, especial mención merecen:

- **María y Rubén** que reservaron una Semana Santa para muestrear al calorcito del sur de España, con madrugones y kilómetros de coche, pero siempre con humor, ¡“SI JEFA”!;
- **Mariluz, Dani y Adrián** que sacrificaron un día de bailoteo en la feria de Málaga por muestrear en Cabañeros, vamos que “os fuisteis de Málaga a Malagón!”.

... y otros amigos de “desktop” ... **Cesar Lobo**, tu ayuda en temas de programación en C++ ha sido fundamental.

Como no, también he de mencionar a todos aquellos **compañeros de departamento** que comenzaron con el trabajo de campo en Cabañeros allá en el año 1996 y a todas las manos que desde entonces han usado las tijeras de podar. **Héctor**, ¡bien sabes que también cortan dedos! Destacar a mis **compañeros de “torreón” y “Tupper”** por dedicarme su tiempo, brindarme apoyo y amistad. **Patri** muchas gracias por esa lectura del documento final.

Gracias a mi **familia y amigos** que, no habiendo colaborado directamente en el trabajo de la tesis y, algunos, no entendiendo mi dedicación y tesón, han estado siempre ahí ayudándome a sobrellevar este largo camino. Gracias por vuestra amistad, chistes, viajes, correos, llamadas, visitas, etc. Sabéis que os quiero y siempre estáis en mi pensamiento, aunque este sea un laberinto. En este respecto, no puedo evitar mencionar a mi sobrino, **León**, cuya sonrisa me ha dado siempre energías para seguir adelante.

Muchas gracias a los directores de todos los centros de investigación en los que he realizado estancias breves del Programa FPU, por su acogida y por ofrecerme la oportunidad de abrir mi mente a otras formas de trabajar, disciplinas, horarios y, como no, hacer nuevos amigos y ver mundo;

- **Susan Ustin del CSTAR** (“Center for Spatial Technologies and Remote Sensing”) de la Universidad de California (UC Davis);
- **Mark Danson del School of Environment & Life Sciences de la Universidad de Salford** (Manchester);

→ **Jim Gould del Grupo de Investigación en Incendios Forestales de CSIRO-Bioscience** (Australia).

Quiero hacer mención especial a algunos investigadores que conocí durante dichas estancias:

→ **David Riaño**, cuyo apoyo y tutela durante mi estancia en CSTAR fue fundamental para arrancar con mi tesis doctoral. Desde entonces siempre he contado con su apoyo y consejos profesionales;

→ **Alberto Ramírez** por esa breve, pero tan útil, introducción a la programación durante mi estancia en School of Environment & Life Sciences. Del mismo centro, mencionar a **Christopher Marston** por su contante revisión de los textos en inglés;

→ **Elizabeth Botha** por su tutela durante mi estancia en el CSIRO-Land&Water y a todos los miembros del **Grupo de Investigación en Incendios Forestales del CSIRO-Forest Biosciences**, por sus seminarios y ¡por su esfuerzo en hablar más claro durante las pausas del café!

Gracias a todos por vuestra profesionalidad y amistad.

Del mismo modo, quiero destacar a otros investigadores y centros españoles, con los que he tenido la oportunidad de colaborar:

→ **Fernando Valladares**, del Centro de Ciencias Medioambientales del CSIC, por su disposición a resolver cualquier duda, por muy repentina que fuese y a prestar todo tipo de material. Su profesionalidad y entusiasmo en el trabajo es envidiable;

→ **Pilar Castro** e **Inmaculada Fernández** del Departamento de Ecología y Microbiología de la Universidad de Alcalá, respectivamente, por abrirme las puertas de sus laboratorios y permitirme realizar las medidas de clorofila.

→ **David Cocero**, de la Facultad de Geografía e Historia de la UNED, por su tesis doctoral que ha servido de referencia a la mía y por la resolución de dudas sobre los muestreos realizados en campo durante los años previos a mi llegada al departamento.

Por último, pero no en último lugar, también quiero agradecer a mis **profesoras de ballet clásico** que, durante 14 años y desde que tenía 4 años, me enseñaron a aprovechar el tiempo

al máximo, disciplina y a perseguir lo que uno quiere. Y por qué no... ¡Gracias a mi **flauta travesera y al aerobic!** que me han quitado muchos dolores de cabeza.

ÍNDICE

ABSTRACT AND OUTLINE	1
RESUMEN.....	3
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	4
INTRODUCCIÓN.....	4
OBJETIVOS DE LA TESIS	7
ORGANIZACIÓN DE LA TESIS.....	8
REFERENCIAS	12
ESTIMACIÓN DEL PELIGRO DE INCENDIOS A PARTIR DE TELEDETECCIÓN Y VARIABLES METEOROLÓGICAS: VARIACIÓN TEMPORAL DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DEL COMBUSTIBLE	16
RESUMEN.....	16
ABSTRACT	16
INTRODUCCIÓN.....	16
MATERIAL Y MÉTODOS.....	19
→ Medidas de la humedad del combustible.....	20
→ Cálculo de índices meteorológicos.....	21
→ Análisis de las imágenes MODIS	21
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	24
→ Evolución temporal de la humedad del combustible.....	24
→ Relación entre FMC e índices meteorológicos.....	25
→ Relación entre FMC e imágenes de satélite	27
CONCLUSIONES.....	30
REFERENCIAS	31
ESTIMATION OF LIVE FUEL MOISTURE CONTENT FROM MODIS IMAGES FOR FIRE RISK ASSESSMENT	34
ABSTRACT	34
INTRODUCTION	34
METHODS.....	37

→ Field sampling	38
→ MODIS data	39
→ Generation of simulated reflectances	42
→ Data analysis	45
RESULTS	47
→ FMC evolution versus reflectance data	47
→ Correlations between simulated reflectance and FMC	49
→ Performance of empirical and simulation results	49
DISCUSSION	52
CONCLUSIONS	56
REFERENCES	56
COMPARACIÓN DE MODELOS DE TRANSFERENCIA RADIATIVA Y EMPIRICOS PARA ESTIMAR CONTENIDO DE HUMEDAD DE PASTIZALES: PODER DE GENERALIZACIÓN.....	61
RESUMEN.....	61
ABSTRACT	61
INTRODUCCIÓN.....	62
MATERIAL Y MÉTODOS.....	65
→ Modelo empírico y RTM de estimación de FMC.....	65
→ Parcelas y zonas de validación	67
→ Muestreos de campo	70
→ Imágenes de satélite	70
→ Validación	71
RESULTADOS	72
→ Análisis exploratorio de los FMC de las zonas de validación	72
→ Validación por zonas	73
→ Validación global	76
DISCUSION DE RESULTADOS	78
CONCLUSIONES.....	82
REFERENCIAS.....	84
GENERATION OF A SPECIE-SPECIFIC LOOK-UP TABLE FOR FUEL MOISTURE CONTENT ASSESSMENT	87
ABSTRACT:	87

INTRODUCTION	87
METHODS.....	89
→ Radiative transfer models.....	89
→ Definition of RTM input parameters and LUT generation.....	89
→ Validation database: Field observations and reflectance data.....	91
→ Inversion approach	91
→ LUT performance assessment	93
RESULTS AND DISCUSSION.....	93
CONCLUSIONS	95
REFERENCES.....	95
INTERÉS DE CONSIDERAR FACTORES ECOLÓGICOS EN EL EMPLEO DE MODELOS DE REFLECTIVIDAD: ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DE MATORRALES MEDITERRÁNEOS MEDIANTE IMÁGENES MODIS.....	98
RESUMEN.....	98
ABSTRACT	98
INTRODUCCIÓN.....	98
→ Mecanismos ecofisiológicos que determinan relaciones entre los parámetros de entrada de los MSR en matorral mediterráneo.	102
→ Fuentes de información sobre relaciones entre los parámetros empleados en los MSR en matorral Mediterráneo	105
→ Planteamientos para considerar las relaciones entre los parámetros en la inversión de los MSR.....	107
→ Caso práctico: Estimación de contenido de humedad de la vegetación mediterránea mediante imágenes MODIS	109
CONCLUSIONES.....	117
REFERENCIAS.....	118
ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DEL MATORRAL MEDITERRÁNEO A PARTIR DE IMAGENES MODIS: ¿PROSPECT+SAILH O MODELOS EMPÍRICOS?	123
RESUMEN.....	123
ABSTRACT	123
INTRODUCCIÓN.....	124
MATERIAL Y MÉTODOS.....	126
→ Áreas de estudio y muestreos de campo	126
→ Imágenes de satélite	131

→ Modelo empírico	132
→ Modelos de simulación	132
→ Validación de las estimaciones	138
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	139
→ Selección del procedimiento de inversión.....	139
→ Comparación de modelos empíricos y PROSAILH para la estimación de LFMC: Potencial de generalización.	141
CONCLUSIONES.....	144
REFERENCIAS	145
PREDICTION OF FIRE OCCURRENCE FROM LIVE FUEL MOISTURE CONTENT MEASUREMENTS IN A MEDITERRANEAN ECOSYSTEM	149
ABSTRACT	149
INTRODUCTION	149
METHODS.....	151
→ Field sampling of FMC.....	151
→ Fire occurrence.....	153
→ Statistical analysis	154
RESULTS	155
→ FMC variability for different fire occurrence groups	155
→ Correlation Trends.....	157
→ Relations with number of fires	158
→ Relations with large fires	161
→ Relations with burned area.....	162
DISCUSSION	165
CONCLUSIONS	168
REFERENCES	169
RESULTADOS CARTOGRÁFICOS.....	172
ABSTRACT	172
INTRODUCCIÓN.....	172
RESULTADOS	174
CONCLUSIONES.....	186

CONCLUSION AND FUTURE RESEARCH	189
REFERENCES.....	191

ABSTRACT AND OUTLINE

This doctoral thesis is focussed on the operational estimation of *Live Fuel Moisture Content* (LFMC) of Mediterranean vegetation species from Terra-MODIS imagery in the context of fire risk assessment.

The thesis is organised around seven papers. The first paper (in Spanish) is an exploratory analysis of the potential of meteorological data and Terra-MODIS data to assess LFMC by examining the correlations between those datasets and field LFMC. The paper demonstrates that among the meteorological fire danger indices and satellite derived indices that are examined, the latter produce better correlations with LFMC and, therefore, Terra-MODIS data is potentially more suitable for the estimation of LFMC of the vegetation species studied. The second paper (in English) deals with the estimation of LFMC with Terra-MODIS data by comparing the interest of empirical relations and of statistical models based on simulated reflectances derived from radiative transfer models (RTM). The paper demonstrates that both models produce good results, but that the RTM present a greater interest as they produce more robust estimations, and consequently are expected to have a greater generalization power. This hypothesis is tested in the third paper (in Spanish), with ground measurements obtained at other areas dominated by grasslands in Central Spain and Australia. The hypothesis is confirmed as both models provide similarly accurate results for grasslands with analogous types of vegetation, and RTM are more accurate than empirical models when applied to grasslands with structure and composition different from the calibration site.

Once RTM have demonstrated their interest, remains the difficulty to adequately parameterise these models. The fourth (in English), fifth and sixth (in Spanish) papers propose to use ecological rules to avoid simulating unrealistic spectra, where the parameters present values never met simultaneously on the field. The fourth paper deals with woodlands, addressing the problem of fixing parameters of RTM and demonstrating that a choice of co-occurring observed parameters provides better results. The fifth paper analyses how the different parameters used in the RTM co-evolve in shrublands species which leads to the designation of reduced and realistic co-evolution ranges. This approach proves its usefulness by significantly decreasing the residual estimation error when compared to models run with unrestricted ranges. In the sixth

paper, the RTM are parameterized using some of the criteria explained in fifth paper, and two merit function to compare observed and simulated spectra (relative minimum quadratic distance and minimum spectral angle) are explored. This paper concludes that the use of the spectral angle criteria provides a more consistent measure of spectral similarity which leads to a more accurate estimation of LFMC. The estimations with these criteria are also compared with the estimations derived from the shrublands model calibrated in paper two for shrublands (empirical and RTM) based on field data measured in four different locations of Spain., concluding that the estimations have been highly improved and that the RTM have greater generalization potential are therefore they are more suitable for LFMC at global scale.

The last paper (in English), examines the interest of LFMC as a predictor of fire occurrence in a Mediterranean ecosystem. It demonstrates that LFMC is a good predictor of number of fires, total burned areas and occurrence of large fires. Three different logistic regression models are then built to predict these three dimensions of fire occurrence. The discussion concludes that the proposed models provide significant results but do not provide sufficiently accurate predictions at all periods of low or high fire risk since, as expected, fire occurrence also depends on many other factors.

After the seven papers there is an extra chapter (chapter 8) which deals with the methodology which should be followed to generate the cartography of LFMC by mean of the models calibrated and tested in this thesis and presents some examples.

As a conclusion, in this thesis three methods (meteorological data, empirical models and RTM) have been considered to operatively assess LFMC over a reasonably large area, with the advantages and disadvantages of these three methods then compared. The potential of using RTM is demonstrated and a way to improve on the problem of parameterisation of these models is proposed and validated, making use of the ecological rules governing the relationships between the different parameters and imposing restrictions to their co-variations. The thesis ends by confirming the potential of the LFMC parameter for fire occurrence prediction. All this work is supported by field work, systematically carried out along different periods, used for the calibration and validation steps.

RESUMEN

La presente tesis doctoral se centra en la estimación operativa del contenido de humedad de combustibles vivos (LFMC) en regiones de clima mediterráneo utilizando información obtenida de imágenes captadas por el sensor Terra-MODIS, en el ámbito de la estimación de condiciones de peligro de incendio. En concreto, se plantea como alternativa a los tradicionales modelos empíricos o índices meteorológicos, el uso de modelos de simulación de la reflectividad (RTM), puesto que estos últimos poseen una mayor capacidad de generalización y rigor físico. Así, se exploran diferentes formas de adaptación de los parámetros de entrada de estos modelos a dos tipos de combustibles mediterráneos (pastos y matorral) y varias técnicas de inversión, con el propósito final de conseguir una metodología operativa, precisa, robusta y generalizable de estimación de LFMC. Las estimaciones de LFMC con los RTM son siempre contrastadas con las obtenidas mediante modelos empíricos calibrados con datos de humedad tomados en campo, con el objetivo de verificar si los primeros son más idóneos que los segundos. Finalmente, se analizan las relaciones entre el LFMC de pastizales y matorrales con la probabilidad de ocurrencia de incendio (número de incendios, total de superficie quemada y ocurrencia de grandes incendios) con el objetivo de resaltar el interés de esta variable como indicadora de ocurrencia de incendios en zonas mediterráneas.

Con esta tesis doctoral se demuestra que los RTM tienen mayor potencial que los modelos empíricos e índices meteorológicos para la estimación operativa de LFMC a gran escala, ya que, correctamente parametrizados, conducen a estimaciones más robustas en diferentes zonas de validación. Todas las conclusiones están respaldadas por once años de trabajo de campo, llevado a cabo sistemáticamente y bajo protocolos estandarizados en diferentes zonas dominadas por vegetación mediterránea.

INTRODUCCIÓN GENERAL

INTRODUCCIÓN

El contenido de humedad del combustible (“Fuel Moisture Content”, FMC, peso de agua sobre el peso seco), es una de las variables más importantes en la estimación de condiciones de peligro de incendio a corto plazo, ya que afecta a la ignición y posterior propagación del fuego (Burgan, 1988; Van Wagner, 1967).

La estimación de condiciones de peligro de incendio ha aumentado su protagonismo en los últimos años, ya que el fuego a pasado a ser la mayor amenaza natural de los bosques mediterráneos, al aumentar tanto su frecuencia como su severidad (Alexandrian *et al.*, 1992). Aunque la ocurrencia de incendios en nuestro país está estrechamente ligada a la actividad humana (Martínez, 2004; Vilar, 2006), es indudable el interés de estudiar el FMC como factor físico que interviene en el fenómeno fuego, en primer lugar porque la causa del incendio tiene que concurrir con bajos FMC para que se produzca la ignición y, en segundo lugar, porque estos incendios originados por el hombre tendrán una incidencia y una severidad mayor cuanto menor sea el FMC (Chuvieco *et al.*, 2008; Dennison *et al.*, 2008).

La importancia de estimar FMC se relaciona tanto con combustibles muertos como con vivos, si bien los primeros son más destacados en la ignición (Chuvieco *et al.*, 2004; Yebra *et al.*, 2007). Por combustibles muertos se entiende las hojas o ramas muertas que se encuentran en el suelo del bosque y que, normalmente, son los materiales más secos y los que arden más fácilmente durante el verano, siendo también los más dependientes de la variabilidad atmosférica. Precisamente por esto último, su FMC se estima a partir de índices meteorológicos de peligro (Camia *et al.*, 2003; Deeming *et al.*, 1974; Van Wagner, 1974).

Los combustibles vivos, como su nombre indica, refieren a las plantas presentes en el territorio, ya sean pasto, matorral o arbolado. El contenido de humedad de estos combustibles se indica habitualmente por el acrónimo LFMC. EL LFMC varía en función de la humedad del suelo y la fisiología de las plantas (longitud del sistema de raíces, resistencia estomatal, proporción de transpiración, etc.), así como con la tendencia a medio plazo (pocos días o semanas) de las condiciones meteorológicas, por lo que su estimación es más compleja y más dependiente de la variabilidad espacial (variación geográfica de los suelos y las especies vegetales) (Cocero,

2002). El método más preciso de estimación de LFMC es el muestreo en campo (métodos gravimétricos), pero resulta poco operativo y costoso, por lo que, en la práctica, este método sólo se emplea para calibrar o validar otras metodologías. Como alternativas a los muestreos de campo se han utilizado métodos muy diversos. En primer lugar, y al igual que con los combustibles muertos, se han empleado índices meteorológicos de peligro, habitualmente aquellos que consideran las variaciones de medio plazo (una a varias semanas) en las condiciones atmosféricas (Castro *et al.*, 2003). Estos índices meteorológicos pueden funcionar bien con ajustes locales, pero no resulta sencillo establecer relaciones generalizables, debido a que, como ya se ha señalado, el LFMC depende también de las condiciones del suelo y de la fisiología de la planta.

Durante los últimos años ha proliferado el uso de las imágenes de satélite en la estimación de LFMC, basado en la asunción de la relación existente entre la información espectral y el estado hídrico de la vegetación. Dentro de la gran diversidad de satélites y sensores existentes para este fin, el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectrometer), a bordo de los satélites TERRA y AQUA (lanzados en 1999 y 2002, respectivamente), resulta especialmente idóneo, gracias a que (i) presenta buena resolución espacial para estudios regionales (250m, 500m y 1000 m según las bandas); (ii) presenta una amplia cobertura espectral con bandas en la región más sensible al contenido en humedad (SWIR: 1200 a 2200 nm) y (iii) sus imágenes son de descarga rápida y gratuita.

La mayor parte de los estudios con MODIS para la estimación de LFMC están basados en ajustes empíricos entre datos radiométricos extraídos de las imágenes y mediciones de LFMC tomadas en campo (Cheng *et al.*, 2006; Denison *et al.*, 2005; Fensholt y Sandholt, 2003; Roberts *et al.*, 2006). El principal problema de las ecuaciones empíricas así calibradas, es que, al igual que los índices meteorológicos de peligro, presentan escaso poder de generalización, ya que son muy dependientes de los datos usados en la calibración (tipo de vegetación) y las condiciones bajo las cuales se tomaron (geometría de observación, fundamentalmente). Por tanto, para tener modelos robustos y extrapolables, más allá del periodo y la zona de calibrado, hace falta una serie de datos bastante larga (Stow *et al.*, 2008), lo que no siempre es posible, sobre todo teniendo en cuenta que las primeras imágenes MODIS disponibles son del año 2000.

Surge así el creciente interés por los modelos de simulación de reflectividad (Radiative Transfer Models, RTM). Estos modelos tienen en cuenta relaciones causa-efecto de variación de diferentes parámetros sobre la radiancia que finalmente llega al sensor y por ello, permiten aplicarse -adecuadamente parametrizados- a muy diversas condiciones (Riaño *et al.*, 2005). Los RTM pueden plantearse en modo directo, variando los parámetros de entrada para observar cómo cambia la reflectividad simulada; o inverso, a partir de la reflectividad medida por el sensor, estimar qué cantidad de un determinado parámetro (LFMC en nuestro caso) estaba presente en el área observada.

Pese al alto potencial de generalización de estos modelos para la estimación de parámetros biofísicos, su inversión presenta problemas de indeterminación, es decir existen varias soluciones con incertidumbres (Tarantola, 2005). Esto es debido a que diferentes combinaciones de parámetros puede originar el mismo espectro cuando influyen sobre la misma región del espectro. Así, los parámetros LAI (índice de área foliar) y fcover (fracción de cobertura vegetal) tienen gran influencia en la región del SWIR, por lo que si estas variables no son estimadas por otras fuentes, pueden enmascarar cambios en LFMC, creando serias dificultades para su estimación por inversión (Zarco-Tejada *et al.*, 2003). Este problema es agravado por el hecho de que los RTM, en su modelización, no tienen en cuenta relaciones ecofisiológicas entre sus parámetros de entrada, por lo que simulan situaciones poco realistas, incrementando así la probabilidad de encontrar inversiones erróneas. Por otro lado, la inversión de los RTM es dependiente de la metodología empleada (Weiss *et al.*, 2000), lo que implica que las estimaciones de LFMC pueden variar si la metodología de inversión cambia, aunque se empleen los mismos RTM y datos de entrada.

Por último cabe destacar que varios estudios han demostrado que la reflectividad en el SWIR está más relacionada con cambios en el espesor equivalente de agua ("Equivalent Water Thickness" EWT, gramos de agua por superficie de la hoja) que con cambios en el LFMC (Ceccato, 2001; Hunt *et al.*, 1987; Sims y Gamon, 2003). Por ello, la mayoría de los artículos publicados recientemente sobre estimación de contenido de humedad mediante la inversión de RTM e imágenes MODIS se orientan hacia la estimación de EWT (Cheng *et al.*, 2008; Colombo *et al.*, 2008; Zarco-Tejada *et al.*, 2003), o su equivalente a nivel de dosel, el CWC ("Canopy Water Content, EWT x LAI") (Cheng *et al.*, 2008; Colombo *et al.*, 2008; Trombetti *et al.*, 2008;

Yilmaz *et al.*, 2008). Sin embargo, estos índices de humedad nunca han sido relacionados con la ignición y/o el comportamiento de los incendios, por lo que los esfuerzos deberían estar orientados a mejorar la estimación de LFMC.

OBJETIVOS DE LA TESIS

Por todo lo comentado con anterioridad, planteamos como **objetivos generales** de esta tesis doctoral:

1. Desarrollar una metodología operativa, precisa, robusta y generalizable de estimación de contenido de humedad de diferentes tipos de combustibles vivos, a partir de imágenes del sensor Terra-MODIS y modelos de transferencia radiativa (RTM), en regiones de clima mediterráneo y en el ámbito de la estimación de condiciones de peligro de incendio.
2. Comparar los resultados obtenidos con los RTM con los de los modelos empíricos con la finalidad de constatar si los primeros son más precisos y generalizables que los segundos, a pesar de todas las dificultades que conlleva su parametrización e inversión.

Los principales retos a los que nos enfrentamos para alcanzar este objetivo general fueron:

1. Adaptar los parámetros de entrada de los RTM a dos tipos de combustibles mediterráneos (pasto y matorral) y abordar la inversión de los RTM desde un enfoque ecológico que disminuya los problemas de indeterminación.
2. Aplicar las metodologías objeto de comparación de manera que los resultados de sus estimaciones fuesen completamente comparables.
3. Recopilar datos de LFMC para diferentes regiones con vegetación mediterránea.

Para superar estos retos y alcanzar el objetivo general de la tesis, se plantearon 6 objetivos específicos:

1. Verificar qué información derivada de las imágenes Terra-MODIS (índices de vegetación o temperatura de superficie) es más sensible a variaciones en el LFMC y comprobar si dicha información es más adecuada que los índices derivados de variables meteorológicas para la estimación de LFMC.

2. Estudiar las relaciones ecofisiológicas entre los parámetros de entrada de los RTM para especies de matorral mediterráneo, identificar la información ecológica a necesaria para obtener estimaciones de LFMC más precisas mediante la inversión de los RTM y proponer alternativas para incluir dicha información.
3. Determinar qué metodología de inversión es más adecuada para una estimación más precisa de LFMC.
4. Calibrar modelos empíricos y de transferencia radiativa para estimar LFMC en zonas de pastizales y matorrales mediterráneos con datos de campo tomados en dichas zonas y comparar los modelos en términos de robustez y precisión en las estimaciones.
5. Recopilar datos de LFMC en otras regiones de clima mediterráneo para validar y comparar los modelos empíricos y los RTM en términos de potencial de generalización.
6. Estudiar las relaciones entre LFMC, el número de incendios y la superficie quemada para construir modelos de predicción de ocurrencia de incendios.

ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

En primer lugar cabe resaltar que parte del texto de esta tesis doctoral está redactado en inglés para poder acceder a la mención de “Doctorado Europeo” y para que tenga una mayor difusión. Con la intención de cubrir este último objetivo de difusión de todos los resultados relevantes de la tesis doctoral desde el comienzo de la misma, se optó por un formato de tesis basado en la compilación de varios artículos. Así, la tesis se compone de 7 artículos, cada uno de los cuales ha sido publicado o se encuentran en fase de revisión en una revista con sistema de evaluación externo (a excepción del capítulo 6 que todavía no ha sido enviado a ninguna revista) y cubre uno de los objetivos específicos de la tesis (figura 1, tabla 1). A su vez, esta tesis incluye, un resumen general en español, otro, más extenso en inglés, esta introducción general y un capítulo de conclusiones generales y líneas futuras de investigación, con el propósito de que las publicaciones presentadas queden adecuadamente enmarcadas y que el lector pueda obtener una visión de conjunto de la investigación realizada y de su significado. Finalmente la tesis también cuenta con un capítulo de resultados cartográficos (capítulo 8).

A pesar de que se ha redactado una introducción general en la que se engloban aspectos incluidos en las introducciones del resto de los artículos y que el Parque Nacional de Cabañeros es la zonas de estudio común a todos ellos (a excepción del artículo 4), se ha decidido mantener la introducción y descripción de la zona de estudio en cada artículo por dos razones principales. En primer lugar, para asegurar la integridad e individualidad de cada capítulo, de manera que alguien interesado en un único aspecto de la tesis pueda dirigirse exclusivamente al capítulo correspondiente, y en segundo lugar, porque en cada artículo se hace hincapié en los aspectos de la introducción y de la zona de estudio más significativo para el análisis y discusión de resultados.

El contenido de cada capítulo es el que sigue:

CAPÍTULO 1 (En Español): se presenta un análisis exploratorio de la sensibilidad de diversa información derivada del sensor MODIS (índices de vegetación y temperatura de superficie) e índices meteorológicos de peligro a variaciones en el LFMC de pastizales y matorrales mediterráneos. Se confirma que la información derivada del sensor MODIS presenta mayor potencialidad para estimar LFMC que los índices meteorológicos de peligro, siendo más adecuado el uso de índices de vegetación que la temperatura de superficie.

CAPÍTULO 2 (En inglés): se centra en la comparación de modelos empíricos y de transferencia radiativa para la estimación de LFMC a partir de información derivada de Terra-MODIS. Así, se calibran cuatro modelos de estimación de LFMC de pastos y matorrales; 2 basados en datos empíricos y 2 en datos simulados con RTM. Dichos modelos se comparan en términos de robustez y precisión de las estimaciones. Se demuestra que los dos modelos basados en datos simulados son más robustos que los empíricos. Respecto a la precisión de las estimaciones se obtiene diferentes resultados según el tipo de combustible:

1. Pastos: sendos modelos estiman el LFMC con precisión similar y aceptable para la estimación de condiciones de riesgo de incendio, si bien las subestimaciones del modelo derivado de los datos simulados son preferibles a las sobreestimaciones del modelo empírico.
2. Matorral: el modelo empírico estima con mayor precisión que el RTM calibrado, el cual subestima considerablemente.

Se concluye que el modelo de estimación de LFMC del pastizal calibrado con los RTM es más adecuado que el modelo empírico. En lo que a los modelos del matorral respecta, la parametrización de los RTM es mucho más compleja, lo que puede explicar la diferencia en los resultados con respecto al pasto. Por ello para sacar conclusiones más robustas sobre la idoneidad de modelos empíricos o RTM para estimar LFMC en zonas de matorral mediterráneo, se debe primero mejorar la parametrización del RTM empleado. Por tanto, a partir de este capítulo, se decide trabajar por separado con los dos tipos de combustible.

CAPÍTULO 3 (En Español): se centra en la comparación de los dos modelos de estimación de LFMC calibrados para el pasto en el capítulo anterior (empírico y RTM) en términos de poder de generalización mediante la validación de los mismos en pastizales localizados en diferentes localidades de la geografía española y australiana. Se comprueba que, a diferencia del modelo empírico, el RTM calibrado para estimar el contenido de humedad de pastizales es generalizable a otras zonas y, por tanto, puede utilizarse para aplicaciones globales, si bien el modelo se satura cuando el $LFMC > 70\%$.

CAPÍTULO 4 (En inglés): se presenta un primer caso de estudio que demuestra que la consideración de criterios ecológicos en la inversión mejora las estimaciones de LFMC. Debido a que este caso de estudio se centra en datos experimentales medidos en *Quercus ilex*, se señala la necesidad de realizar una revisión bibliográfica para poder adaptar los escenarios de simulación a un mayor rango de especies.

CAPÍTULO 5 (En Español): se revisa la literatura ecofisiológica disponible para entender mejor las relaciones entre los parámetros de entrada habitualmente empleados en los modelos de simulación, principalmente para especies de matorral mediterráneo. Con esta revisión, se identifica la información ecológica necesaria para obtener estimaciones de LFMC más precisas y se proponen alternativas para la inclusión de dicha información: “a priori” y “a posteriori” de la utilización de los RTM. Se presenta un segundo caso de estudio que demuestra que la consideración de criterios ecológicos en la inversión mejora las estimaciones de LFMC.

CAPÍTULO 6 (En Español): se siguen los criterios marcados en el capítulo anterior para estimar LFMC de matorrales mediante diferentes técnicas de inversión de los RTM. En concreto se exploran procedimientos de inversión basados en el ángulo espectral (clasificador angular SAM, Spectral Angle Mapper) y el error cuadrático medio relativo ($RMSE^*_p$) como función de

similitud entre espectros observados y estimados. Se concluye que las estimaciones de LFMC obtenidas con el primer procedimiento superan a las del segundo. Finalmente, se comparan los resultados obtenidos con los del modelo empírico calibrado para el matorral en el capítulo 2 en términos de potencial de generalización (aspecto no cubierto en dicho capítulo). Se demuestra que los RTM presentan mayor potencial que los empíricos.

CAPÍTULO 7 (En inglés): se analizan las relaciones entre el LFMC de pastizales y matorrales con la probabilidad de ocurrencia de incendio (número de incendios y total de superficie quemada y ocurrencia de grandes incendios). Este sería un enfoque más aplicado hacia la gestión operativa. En ese caso se relacionan datos de LFMC de terreno con ocurrencia de incendio, si bien esas relaciones podrían extrapolarse a datos de LFMC estimados desde imágenes MODIS.

CAPÍTULO 8 (En Español): se presenta un esquema general de la metodología a seguir para la generación de cartografía de LFMC mediante los métodos desarrollados en esta tesis doctoral así como algunos ejemplos ilustrativos.

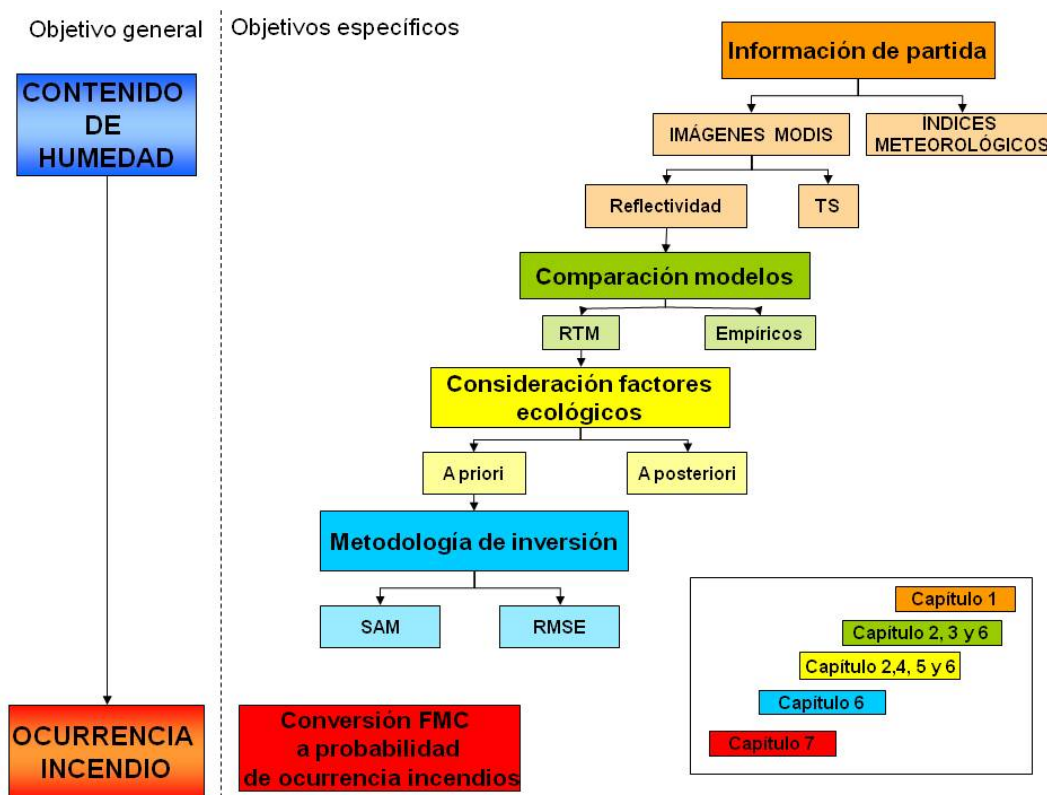


Figura 1. Objetivo general, objetivos específicos y organización de la tesis.

Tabla 1. Publicaciones derivadas de la tesis.

CAPÍTULO	PUBLICACIÓN CORRESPONDIENTE (*)
1	Yebra, M., De Santis, A., y Chuvieco, E. (2005). Estimación del peligro de incendios a partir de teledetección y variables meteorológicas: variación temporal del contenido de humedad del combustible". <i>Recursos Rurais</i> , 1, 9-19
2	Yebra, M., E. Chuvieco y D. Riaño (2008a): Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. <i>Agricultural and Forest Meteorology</i> , 148: 523-536.
3	Yebra, M., E. Chuvieco y I. Aguado (2008b): Comparación entre modelos empíricos y de transferencia radiativa para estimar contenido de humedad en pastizales: poder de generalización. <i>Revista de Teledetección</i> , 29: 73-90.
4	Yebra, M. y E. Chuvieco (2008c): Generation a specie-specific Look-Up Table for Fuel Moisture Content assessment. <i>IEEE JSTARS Special Issue on Wildland Fires and Biomass Burning</i> . En revisión.
5	Yebra, M. y E. Chuvieco (2008d): Interés de considerar factores ecológicos en el empleo de modelos de reflectividad: estimación del contenido de humedad de matorrales Mediterráneos mediante imágenes MODIS. <i>La teledetección en estudios ecológicos; Revista Ecosistemas</i> . En prensa.
7	Chuvieco, E., I. González, F. Verdú, I. Aguado y M. Yebra (2008). Prediction of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in a Mediterranean ecosystem. <i>International Journal of Wildland Fire</i> , En prensa.

(*) Marta Yebra es el primer autor de las publicaciones citadas y ha llevado a cabo todas las fases de los estudios, con excepción de la publicación del capítulo 7 en el cual ha colaborado en la organización de los datos históricos de LFMC, en la discusión de resultados y la revisión del manuscrito. David Riaño es incluido como coautor en el artículo 2 ya que se ocupó de la programación de las rutinas de generación de los espectros simulados y colaboró en la revisión del manuscrito. Angela de Santis e Inmaculada Aguado, se incluyen como coautores de las publicaciones 1 y 3, respectivamente, por colaborar en la revisión y discusión de los mismos.

REFERENCIAS

- Alexandrian, D., F. Esnault y G. Calabri (1992): Incendios forestales en el área Mediterránea. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales*. Unasyuva, 50.
- Burgan, R. E. (1988): 1988 Revisions to the 1978 National Fire-Danger Rating System, Ashville, North Carolina, USDA, Forest Service, Research Paper SE-273.
- Camia, A., B. Leblon, M. Cruz, J. D. Carlson y I. Aguado (2003): Methods Used to Estimate Moisture Content of Dead Wildland Fuels, en *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data* (editado por E. Chuvieco). Singapore, World Scientific Publishing: 91-117.
- Castro, F. X., A. Tudela y M. A. Sebastiá (2003): Modeling moisture content in shrubs to predict fire risk in Catalonia (Spain). *Agricultural and Forest Meteorology*, 116: 49-59.
- Ceccato, P. (2001): Estimation of vegetation water content using remote sensing for the assessment of fire risk occurrence and burning efficiency, *Phylosophy*, Greenwich, University of Greenwich: 168.
- Cheng, Y.-B., S. L. Ustin, D. Riano y V. C. Vanderbilt (2008): Water content estimation from hyperspectral images and MODIS indexes in Southeastern Arizona. *Remote Sensing of Environment*, 112: 363-374.
- Cheng, Y. B., P. J. Zarco-Tejada, D. Riaño, C. A. Rueda y S. Ustin (2006): Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: Relationships between AVIRIS and MODIS indexes. *Remote Sensing of Environment*, 105: 354-366.
- Chuvieco, E., I. Aguado y A. Dimitrakopoulos (2004): Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere*, 34 (11): 2284-2293.
- Chuvieco, E., I. González, F. Verdú, I. Aguado y M. Yebra (2008): Estimation of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in Mediterranean ecosystems. *International Journal of Wildland Fire*, En prensa.
- Cocero, D. (2002): Estimación del contenido de humedad de la vegetación usando imágenes de satélite para la prevención del peligro de incendios, Departamento de Geografía, Alcalá de Henares, Universidad de Alcalá: 289.

- Colombo, R., M. Meroni, A. Marchesi, L. Busetto, M. Rossini, C. Giardino y C. Panigada (2008): Estimation of leaf and canopy water content in poplar plantations by means of hyperspectral indices and inverse modeling. *Remote Sensing of Environment*, 112, Issue , : 1820-1834
- Deeming, J. E., J. W. Lancaster, M. A. Fosberg, R. W. Furman y M. J. Schroeder (1974): The National Fire-Danger Rating System., Fort Collins, CO, USDA, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, RM-84.
- Dennison, P. E., M. A. Moritz y R. S. Taylor (2008): Examining Predictive Models of Chamise Critical Live Fuel Moisture in the Santa Monica Mountains, California. *International Journal of Wildland Fire*, 17: 18-27.
- Dennison, P. E., A. Roberts Dar, S. H. Peterson y J. Rechel (2005): Use of Normalized Difference Water Index for monitoring live fuel moisture content. *International Journal of Remote Sensing*, 26: 1035-1042.
- Fensholt, R. y I. Sandholt (2003): Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment. *Remote Sensing of Environment*, 87: 111-121.
- Hunt, E. R., B. N. Rock y P. S. Nobel (1987): Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 22: 429-435.
- Martínez, J. (2004): Análisis, estimación y cartografía del riesgo humano de incendios forestales, Departamento de Geografía, Alcalá de Henares, Universidad de Alcalá: 337.
- Riaño, D., P. Vaughan, E. Chuvieco, P. Zarco-Tejada y S. L. Ustin (2005): Estimation of Fuel Moisture Content by Inversion of Radiative Transfer Models to Simulate Equivalent Water Thickness and Dry Matter Content: Analysis at Leaf and Canopy Level. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43: 819-826.
- Roberts, D. A., S. Peterson, P. E. Dennison, S. Sweeney y J. Rechel (2006): Evaluation of Airbone Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS) measures of live fuel moisture and fuel condition in a shrubland ecosystem in southern California. *Journal of Geophysical Research*, 111. GO4S02. doi: 10.1029/2005JG000113.
- Sims, D. A. y J. A. Gamon (2003): Estimation of vegetation water content and photosynthetic tissue area from spectral reflectance: a comparison of indices based on liquid water and chlorophyll absorption features. *Remote Sensing of Environment*, 84: 526–537.
- Stow, D., N. Madhura y J. Kaiser (2008): Time series of chaparral live fuel moisture maps derived from MODIS satellite data. *International journal of wildland fire*, 15: 347-360.
- Tarantola, A. (2005): *Inverse Problem Theory and Methods for Model Parameter Estimation*, Philadelphia, Society for Industrial and Applied Mathematics (SIAM).
- Trombetti, M., D. Riaño, M. A. Rubio, Y. B. Cheng y S. L. Ustin (2008): Multi-temporal vegetation canopy water content retrieval and interpretation using artificial neural networks for the continental USA. *Remote Sensing of Environment*, 112: 203-215.
- Van Wagner, C. E. (1967): Seasonal variation in moisture content of Eastern Canadian tree foliage and the possible effect on crown fires, Forestry Branch, Canada, Departmental Publ. n° 1204.
- Van Wagner, C. E. (1974): Comparison of American and Canadian Forest Fire Danger Rating Systems, Chalk River, Ontario, Canadian Forestry Service, Petawawa Forest Experiment Station, Information Report PS-X-2.
- Vilar, L. (2006): Empleo de regresión logística para la obtención de modelos de riesgo humano de incendios forestales, Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, Granada.
- Weiss, M., Baret, F., Myneni, R.B., Pragnère, A. y Knyazikhin, Y. (2000). Investigation of a model inversion technique to estimate canopy biophysical variables from spectral and directional reflectance data. *Agronomie*, 20, 3-22
- Yebra, M., I. Aguado, M. García, H. Nieto, E. Chuvieco y J. Salas (2007): Fuel moisture estimation for fire ignition mapping. 4th International Wildland Fire Conference Sevilla. España.
- Yilmaz, M. T., E. R. Hunt Jr., L. D. Goins, S. L. Ustin, V. C. Vanderbilt y T. J. Jackson (2008): Vegetation water content during SMEX04 from ground data and Landsat 5 Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment*, 112: 350-362.

Zarco-Tejada, P. J., C. A. Rueda y S. L. Ustin (2003): Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment*, 85: 109-124.



CAPÍTULO 1: ESTIMACIÓN DEL PELIGRO DE INCENDIOS A PARTIR DE TELEDETECCIÓN Y VARIABLES METEOROLÓGICAS: VARIACIÓN TEMPORAL DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DEL COMBUSTIBLE

Publicación correspondiente:

Yebra, M., A. de Santis y E. Chuvieco (2005). Estimación del peligro de incendios a partir de teledetección y variables meteorológicas: variación temporal del contenido de humedad del combustible". *Recursos Rurais*, 1: 9-19.

Quien tiene la voluntad

tiene la fuerza.

Menandro

ESTIMACIÓN DEL PELIGRO DE INCENDIOS A PARTIR DE TELEDETECCIÓN Y VARIABLES METEOROLÓGICAS: VARIACIÓN TEMPORAL DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DEL COMBUSTIBLE

RESUMEN

Se presentan en este trabajo las relaciones observadas entre el contenido de humedad de diferentes especies mediterráneas, índices meteorológicos de peligro de incendios e imágenes tomadas por el sensor MODIS. Se observa que ambos tipos de datos permiten realizar buenas estimaciones del contenido de humedad de las especies muestreadas. El subíndice meteorológico del sistema estadounidense 1000-h, así como el subíndice DC (Drought Code) y el índice final FWI (Fire Weather Index) del sistema canadiense, son los mejores estimadores del contenido de humedad de los combustibles vivos, presentando coeficientes de correlación de Pearson con la humedad del pasto de 0,92, -0,82 y -0,85 respectivamente, mientras que el 1-h (uno de los subíndices del sistema estadounidense), es mejor estimador de la humedad de los combustibles muertos. En cuanto a los índices derivados de las imágenes satélite, el SM (Site Moisture), NDVI y ARND son los que mejor estiman el contenido de humedad del pasto (con coeficientes de correlación entre 0,91 y 0,98) y del matorral (0,79 a 0,89), mientras que el quejigo no alcanza valores de correlación significativos con ninguno de los índices calculados.

Palabras clave: Contenido de humedad, MODIS, Índices de vegetación, Índices meteorológicos de peligro de incendios.

ABSTRACT

Fire danger estimation from remote sensing and meteorological variables: temporal evolution of fuel moisture content.

This paper presents the correlations found between field foliage moisture content measurements, meteorological fire danger indices and indices derived from Terra-MODIS satellite images. Both meteorological indices and those derived from MODIS data provide a good estimation of the moisture content of the Mediterranean vegetation species sampled. The meteorological subindex of the US system, 1000-h, as well as the subindex DC (Drought Code) and the final index FWI (Fire Weather Index) of the Canadian system, better estimate fuel moisture content of live fuels. Computed r values between those meteorological indices and grassland moisture content was 0.92, -0.82 y -0.85, respectively. Regarding the dead fuels the best estimations were found for the 1-h moisture code (one of the subindices of the US NFDRS system). Concerning those indices derived from MODIS data, the best estimations of moisture content were observed for the Site Moisture (SM), the Normalized Vegetation Index (NDVI) and Vegetation Index Decrements (ARND). For grasslands, the Pearson correlations computed were between 0.91 and 0.98), while for shrub species the correlations were lower (0.79 to 0.89). For oaks (*Quercus faginea*) the correlations found were not significant with any of the calculated indices.

Keywords: Fuel Moisture Content, MODIS, Vegetation indices, Meteorological fire danger indices.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales, además de suponer pérdidas humanas y económicas, suponen una importante amenaza para los ecosistemas mediterráneos, degradándolos notablemente

cuando, debido a cambios globales y a la acción humana, su ciclo de recurrencia se acorta pasando a ser un factor no natural.

Las estadísticas sobre incendios forestales que ofrece la Subdirección General de Política Forestal y Desertificación, indican que nuestro país es uno de los más afectados por este fenómeno en Europa. La media de superficie forestal quemada entre los años 1991-2004 es de 146.723 has, superior a la de otros países de la Unión Europea como Grecia (48.290 has), Italia (98.159 has) e incluso Portugal (129.756 has), si bien nuestro país es el que alberga la mayor superficie de bosque mediterráneo de Europa y, por tanto, la mayor superficie con alto riesgo de incendio. La importancia de este problema explica que se hayan realizado importantes esfuerzos para establecer modelos de predicción y prevención que consideren la variedad de factores que intervienen en el inicio y propagación del incendio (Chuvieco y Salas, 1996; Vázquez y Denore, 1999; Chuvieco *et al.*, 2002; San Miguel-Ayanz *et al.*, 2003).

Uno de los principales factores del comportamiento del fuego refiere al estado de los combustibles vegetales existentes, más concretamente a su grado de combustibilidad, su cantidad, densidad, estratificación y humedad (Viger *et al.*, 2004). Entre las citadas condiciones de los combustibles, se ha demostrado que el contenido de humedad es una variable clave en la ignición y posterior propagación del fuego (Chuvieco *et al.*, 2002; Burgan *et al.*, 1998; Brown y Kenneth, 1979. Van Wagner, 1967).

El cálculo del contenido en humedad de los combustibles vivos implica una gran complejidad, considerando el amplio rango de factores que le afectan y su amplia variación espacial y temporal (Chuvieco *et al.*, 2004). Para su estimación, se pueden seguir diferentes métodos. El más preciso es la estimación directa mediante muestreos en campo. Sin embargo, esta tarea resulta poco operativa a escala regional, ya que las mediciones directas requieren un costoso muestreo espacial y no son fácilmente generalizables a grandes espacios (Chuvieco *et al.*, 2004). El empleo de índices meteorológicos resulta mucho más común, ya que facilitan una estimación espacial y diacrónica de la humedad (Camia *et al.*, 1999; Almarza, 2004), y son fácilmente accesibles. Habitualmente se calculan a partir de variables básicas como la temperatura y humedad del aire, precipitación y velocidad del viento, que se combinan para simular el efecto que estos factores tienen sobre la fisiología de la planta. No obstante, el empleo de índices meteorológicos también presenta dificultades operativas, puesto que las

estaciones meteorológicas habitualmente no están próximas a áreas forestales, ni tienen la densidad adecuada (Chuvienco *et al.*, 2003). Considerando además que el contenido de agua de las plantas no sólo depende de las condiciones atmosféricas, sino también de las características fisiológicas de la vegetación (Cocero *et al.*, 1998), resulta muy probable que sea necesario adaptarlos a cada especie.

Finalmente, la humedad del combustible puede estimarse también a partir de imágenes de satélite, que proporcionan una observación espacial completa y repetitiva del territorio (Chuvienco *et al.*, 2003). Frecuentemente, estas estimaciones se basan en el empleo de imágenes, captadas por diferentes sensores, para la extracción de índices espectrales que resalten el contraste en la energía radiada desde las cubiertas vegetales en diferentes longitudes de onda, y en el posterior estudio multitemporal de dichos índices. Este estudio permite detectar los efectos, tanto directos como indirectos, que la variación en el contenido de humedad tiene sobre la forma en la que las cubiertas vegetales reflejan o emiten energía. La vegetación sana se caracteriza por presentar una baja reflectividad en el visible (400-700 nm), alta en el Infrarrojo cercano (IRC) (700-1100 nm) y baja, con presencia de algunos máximos relativos, en el Infrarrojo medio de onda corta (SWIR) (1200-2500 nm) (Chuvienco, 2002). Como efectos directos de la disminución del contenido de humedad, las plantas tenderán a presentar una menor reflectividad en el IRC y aumentarla en el SWIR. Los efectos indirectos están relacionados con el efecto del agua sobre las condiciones de vigor vegetal, en especial con su contenido de clorofila y con el índice de área foliar (LAI). Cuando la planta se seca, se reduce su actividad fotosintética, por lo que la producción de clorofila disminuye y, en consecuencia, la planta absorbe menos energía en las bandas del visible, aumentando así la reflectividad en esta banda del espectro. Así mismo, al perder humedad puede deteriorarse la estructura de la hoja, así como reducirse el LAI y modificarse el peso específico, lo que provocaría una reducción en la reflectividad del IRC (Aldakheel y Danson, 1997). Por otro lado, otros métodos de estimación del contenido de humedad están basados en el empleo del canal de infrarrojo térmico (IT) de las imágenes satélite (8000 a 14000 nm) para el seguimiento del dinamismo térmico de la vegetación. Según pierde agua la planta, para mantener su balance hídrico, disminuye la transpiración, lo que hace que aumente su temperatura de superficie (T_s) y la tensión hídrica. Por último, se ha demostrado que la conjunción de índices de vegetación

(NDVI) y T_s resulta de gran interés para este tipo de estudios (Chuvienco *et al.*, 2004) ya que, cuanto mayor es el valor del índice y menor la T_s , la planta ofrecerá mejores condiciones vitales (Cocero, 2002).

El mayor interrogante para usar con fruto estas técnicas basadas en la teledetección pasa por demostrar que las variaciones de reflectividad causadas por el cambio en el contenido de humedad son suficientemente significativas, y que pueden diferenciarse de las causadas por otros factores (condiciones atmosféricas o de observación, suelo de fondo, etc.).

El objetivo principal de este trabajo es realizar un análisis exploratorio de la potencialidad de los diferentes métodos presentados con anterioridad para estimar contenido de humedad de combustibles mediterráneos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área elegida para abordar este estudio está situada en el Parque Nacional de Cabañeros (PNC) (figura 1), localizado entre el cuadrante noroccidental de la provincia de Ciudad Real y el suroccidental de la de Toledo.

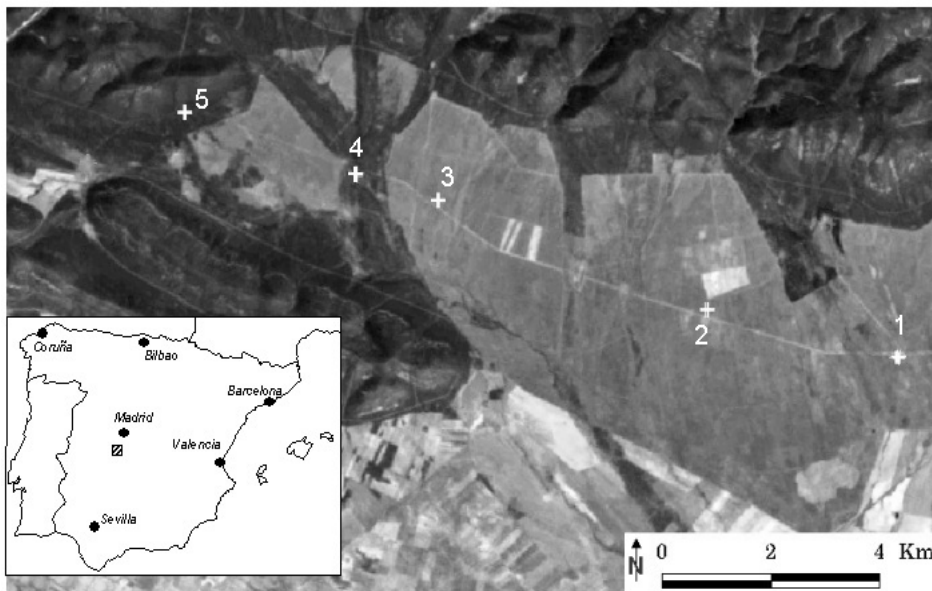


Figura 1. Localización del área de estudio con las parcelas utilizadas en el inventario de campo sobre una imagen Landsat.

El periodo de trabajo seleccionado, abarca desde abril a septiembre del año 2002, con el objetivo de considerar la variación existente en las condiciones de humedad de la vegetación desde la primavera, momento en el que las cubiertas vegetales presentan su máximo vigor,

hasta finales de verano, cuando alcanzan su mínimo debido a la sequía estival (Cocero et al., 1998). El área cuenta con un balance hídrico negativo durante el periodo estival (figura 2), lo que genera unas condiciones de estrés en la vegetación, que se ve obligada a moderar su actividad fisiológica. Además, la lluvia cae concentrada en cortos periodos, de forma intensa pero poco frecuente, lo que contribuye a reducir su captación por parte de la vegetación (Castro, 1996).

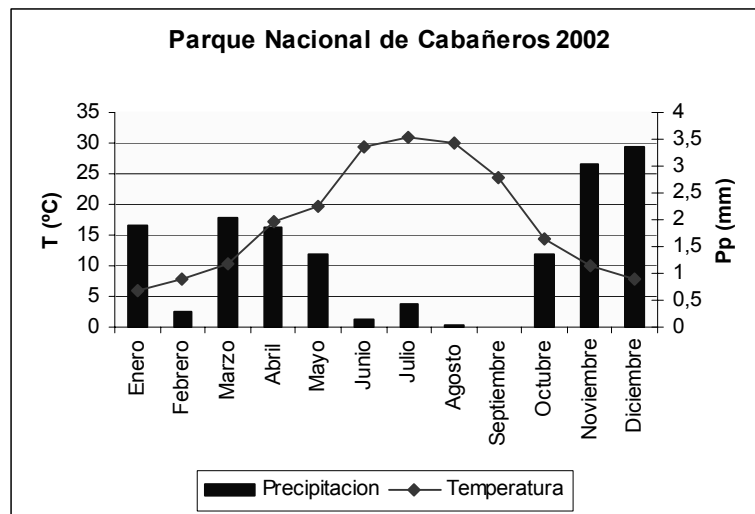


Figura 2. Diagrama ombrotérmico del Parque Nacional de Cabañeros (2002). Las temperaturas se refieren a las medias mensuales de las temperaturas medias diarias registradas. Las precipitaciones a las medias mensuales de la precipitación diaria acumulada.

Medidas de la humedad del combustible

Las especies mediterráneas muestreadas se encuentran distribuidas a lo largo del PNC en seis parcelas de muestreo de 30 X 30 m. (figura 1); las tres primeras de pasto, las dos segundas de matorral en las que predomina la jara (*Cistus ladanifer* L.), romero (*Rosmarinus officinalis* L.), brezo (*Erica australis* L.) y labiérnago (*Phillyrea angustifolia* L.) y la última de quejigo (*Quercus faginea*). En esta última parcela también se recogió hojarasca procedente de la caída de las hojas. Las muestras se tomaron cada 8 días y a la misma hora (entre las 12:00 y las 16:00 hora local). En cada una de las parcelas se recogieron muestras con un peso entre 80 y 100 gr., que se introdujeron en sobres de papel, para ser pesadas en campo (peso húmedo) con una balanza de precisión de 2 dígitos. Posteriormente fueron secadas en una estufa durante 48h a 60° C (Viegas et al. 1992), para obtener el peso seco. Los valores de humedad se calcularon

en función del peso seco, como es habitual en aplicaciones de incendios forestales. Así se define el FMC (contenido de humedad del combustible):

$$FMC(\%) = \frac{P_f - P_s}{P_s} \times 100 \quad (1)$$

donde P_f es el peso fresco, y P_s el peso seco de la muestra.

Cálculo de índices meteorológicos

A partir de la información meteorológica diaria obtenida de la estación instalada en el PNC, propiedad del Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá, se estimaron los índices meteorológicos de peligro de incendio, empleados por los servicios forestales de Canadá, el *Canadian Forest Fire Danger Rating System* (CFFDRS), España (Probabilidad de Ignición) y Estados Unidos (*National Fire Danger Rating System*, NFDRS). Del CFFDRS se calculó el “*Fire Weather Index*” (FWI) y uno de sus códigos de humedad, el “*Drought Code*” (DC), ya que al tratarse de un código de sequía se espera que estime mejor el comportamiento de los combustibles vivos, que dependen más del agua almacenada en el suelo que los muertos. Además, estudios previos en la misma área, han mostrado que este subíndice ofrece mejores correlaciones con el FMC (Cocero et al. 1998). De los índices propuestos por el NFDRS, se seleccionó el denominado 1000-h, que mide la humedad del combustible más pesado (diámetro > 7,6 cm) y se ha demostrado su utilidad para estimar el estado hídrico de la vegetación viva (Cocero, 2002), así como el código 1-h para combustibles muertos finos (el nombre de estos índices se refiere al tiempo necesario para vaciar la reserva de agua del suelo si la evaporación persiste en valores máximos)

A la hora de correlacionar estos índices con el FMC, se emplearon los valores de los mismos calculados para las fechas de medida de FMC en campo.

Análisis de las imágenes MODIS

Para la realización de este trabajo, se eligió el sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), embarcado en el satélite TERRA, lanzado en 1999. Este sensor, presenta una buena resolución espacial para estudios regionales (250 m, 500 m y 1000 m), con amplia cobertura espectral (36 bandas espectrales, con longitudes de onda que van desde los 0.4 μm a los 14.4 μm). En este sentido, ofrece ventajas teóricas sobre las imágenes del sensor

AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*, a bordo del satélite NOAA), ampliamente utilizado para este tipo de estudios (Ceccato *et al.*, 2003). Además, las imágenes MODIS son de descarga gratuita, a través del servidor de la NASA LP DAAC (“Land Processes Distributed Active Archive Center of United States Geological Survey”) (<http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>, julio 2005) y recientes estudios, han mostrado su capacidad para detectar cambios en contenidos de humedad de la vegetación (Zarco-Tejada *et al.*, 2003; Dennison *et al.*, 2003). Las imágenes MODIS son convertidas por diferentes equipos de la NASA en productos derivados. De todos los disponibles (Justice *et al.*, 2002), para este trabajo se seleccionaron los denominados MOD09A1v4 (Vermote *et al.*, 1999) y MOD11A1v4 (Wan, 1999). El primero, se trata de un compuesto de reflectividad de 8 días a 500 metros de resolución, que incluye las 7 primeras bandas del sensor MODIS (tabla 1) y otras con información auxiliar (ángulos solares y de observación, día del compuesto, etc.). El segundo producto corresponde a la temperatura de superficie a 1 Km. de resolución del que únicamente se empleó la banda de temperatura diurna (banda 1).

Todos los compuestos existentes entre las fechas de campo fueron descargados, reproyectados al sistema de coordenadas UTM 30 T datum ED50 y, en el caso del producto diario de temperatura, remuestreados a una resolución de píxel de 500 m.

Tabla 1. Características de las 7 primeras bandas del sensor MODIS.

Banda	Longitud de onda (nm)	Descripción
1	620-670	Rojo
2	841-876	Infrarrojo cercano
3	459-479	Azul
4	545-565	Verde
5	1230-1250	SWIR
6	1628-1652	SWIR
7	2105-2155	SWIR

Se extrajeron valores de reflectividad y temperatura promedio de ventanas de 3 x 3 píxeles en torno a cada parcela de medida, con el fin de paliar el efecto de valores anómalos que pudieran extraerse como consecuencia de defectos en el ajuste multitemporal entre imágenes.

Antes de calcular variables derivadas de las imágenes MODIS, se verificó la correlación entre las reflectividades de las bandas incluidas en el producto MOD09A1v4 y los valores de FMC tomados en campo, globalmente y por tipos de vegetación.

Posteriormente, se calcularon las siguientes variables derivadas de los productos MODIS (para su descripción ver tabla 2): el índice de vegetación de diferencia normalizada, NDVI (Rouse *et*

al., 1974), el índice ajustado al suelo SAVI (Huete, 1988), el índice de vegetación global GEMI (Pinty y Verstraete, 1992), el decremento acumulado ARND (López et al., 1991), el índice de humedad local SM (Eidenshink et al., 1990) el cociente NDVI/TS (Chuvieco et al., 2004) y el índice normalizado de infrarrojo NDII (Hunt y Rock, 1989). En este caso, debido a que el sensor tiene dos bandas en el SWIR, se calcularon dos variantes del índice, el NDII₆ y el NDII₇ (calculados con las bandas 6 y 7, respectivamente).

Para correlacionar las variables extraídas de los compuestos MODIS con los datos de humedad, se eligió para cada parcela los valores de reflectividad del día más cercano y anterior al de campo, aprovechando la información sobre el día juliano de extracción de los diferentes valores de los píxeles del compuesto que proporciona la banda 13 del producto MOD09A1v4.

Las relaciones entre variables de las imágenes o índices meteorológicos y humedad se realizaron mediante un análisis de correlación basado en el coeficiente de Pearson (r). Los coeficientes de correlación fueron calculados por especie, promediando los datos de las 11 fechas de las tres parcelas de pasto por un lado y las dos parcelas de matorral por otro.

Tabla 2. Índices derivados de las imágenes del sensor MODIS calculados en este trabajo. $\rho_{i,x}$ indica la reflectividad del píxel i en la banda x . L es una constante que ajusta la línea vegetación-suelo al origen, con un valor asumido de 0,05 para la gran mayoría de los valores de LAI. id_h es la imagen en la fecha h , y d_i son las fechas de las que se tiene disponible los valores de NDVI. VER_{rel} es el porcentaje de verdor relativo, VER_{abs} es el porcentaje de verdor absoluto.

Índice	Formulación
"Normalized Difference Vegetation Index"	$NDVI_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R}}$
Ratio del NDVI y la Temperatura de superficie	$Ratio = \frac{NDVI_i}{TS_i}$
"Normalized Difference Infrared Index"	$NDII_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,SWIR}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,SWIR}}$
"Soil Adjusted Vegetation Index"	$SAVI_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R}}(1 + L)$
"Global Environmental Monitoring Index"	$GEMI_i = eta * (1 - 0,25 * eta) - \frac{\rho_{i,R} - 0,125}{1 - \rho_{i,R}}$ $eta = \frac{2 * (\rho_{i,IRC}^2 - 1,5\rho_{i,IRC} + 0,5\rho_{i,R})}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R} + 0,5}$
"Accumulated decrements of NDVI"	$ARND_i = \sum_{h=d_i}^{d_i} \frac{NDVI(id_{h+1}) - NDVI(id_h)}{NDVI(id_h)}$
"Site Moisture"	$SM = \frac{250 * (VER_{rel} + VER_{abs})}{2}$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución temporal de la humedad del combustible.

Una primera observación de la evolución temporal de la humedad del combustible durante el año 2002 indica que, en líneas generales, como ocurre en la mayor parte del ámbito mediterráneo, todas las especies tienen mayor FMC durante la primavera, y este va disminuyendo paulatinamente según avanzamos en el periodo estival (figura 3), de forma paralela al balance hídrico. Ese ciclo estacional es diverso en cada especie. De todas las especies analizadas, el pasto presenta el FMC más alto en primavera y más bajo en verano, mostrando un claro contraste temporal. Este combustible experimenta cambios bruscos en su FMC durante la primavera como consecuencia de las precipitaciones que se registran en este período, mientras que contiene muy poca humedad durante el verano (inferior al 30%), comportándose prácticamente como combustible muerto.

En cuanto a los matorrales, la jara registra una disminución del FMC en los meses de verano, llegando a su mínimo en septiembre, si bien su valor es siempre mayor de 60%. A partir de junio pierde la mayoría de las hojas de años anteriores, manteniendo solo los brotes terminales de primavera. El romero disminuye su FMC de 180% a 50% entre finales de mayo y septiembre, comenzando su aumento en otoño, mientras que el brezo experimenta ligeras oscilaciones de FMC, manteniéndose siempre entre valores de 60 y 100%. Asimismo, el labiérnago tiene un comportamiento más constante respecto al contenido de agua, aunque registra un máximo en julio. Es una de las especies mediterráneas mejor adaptadas a la sequía estival, por lo tanto consigue mantener sus hojas hidratadas compensando la falta de lluvia con un aparato radical muy extenso.

Por último, el quejigo presenta una evolución temporal bastante definida, con un máximo durante la primavera, y un progresivo y continuado descenso hasta el mes de julio. A partir de entonces, su FMC se mantiene constante ($\approx 90\%$) durante el resto del verano.

En base a la variación estacional del FMC, se espera que especies como la jara, el romero y el pasto presenten mayores correlaciones, tanto con los índices de vegetación como con los meteorológicos, por presentar mayor contraste estacional.

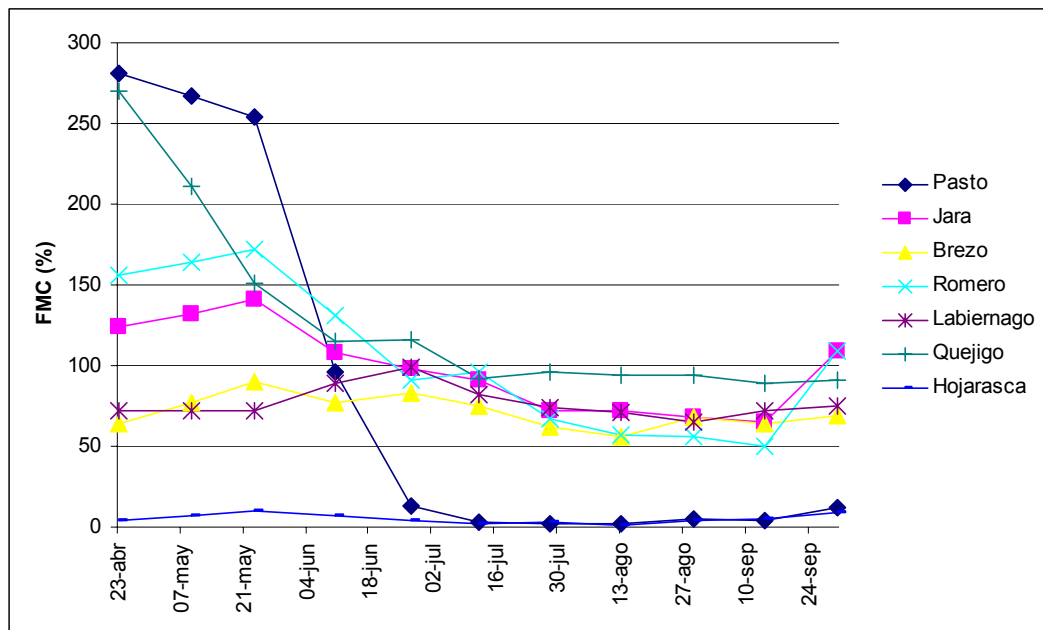


Figura 3. Evolución del FMC de las especies muestreadas. Los valores corresponden a la media de las especies en las diferentes parcelas muestreadas.

Relación entre FMC e índices meteorológicos

La tabla 3 muestra los resultados de los análisis de correlación de Pearson entre el FMC (medio por especie) y los índices meteorológicos de peligro calculados para el año 2002.

Tabla 3. Correlaciones del FMC con los índices meteorológicos por especies. En negrita se marcan los valores significativos al nivel 0.05.

ESPECIE	PI	FWI	DC	1000-h	1-h
PASTO	-0,59	-0,85	-0,82	0,92	0,61
JARA	-0,66	-0,80	-0,76	0,92	0,62
BREZO	-0,41	-0,40	-0,53	0,42	0,36
ROMERO	-0,61	-0,81	-0,82	0,94	0,60
LABIERNAGO	0,16	0,31	-0,25	-0,13	-0,19
MEDIA MATORRAL	-0,65	-0,77	-0,91	0,88	0,57
QUEJIGO	-0,47	-0,73	-0,77	0,82	0,51
HOJARASCA	-0,80	-0,69	-0,21	0,70	0,62

Se puede observar como todas las especies, excepto el labiérnago y el brezo, presentan correlaciones significativas con alguno de los índices calculados, si bien las mayores correlaciones positivas se encuentran con el índice del sistema NFDRS 1000-h siendo más elevada la correlación con los combustibles vivos (hasta un $r = 0,94$ con el romero) que con los

mueritos (hojarasca, $r = 0,70$). Esto es debido a que este índice responde a la variación de humedad de los combustibles más gruesos, que tienen una cadencia similar a los combustibles vivos (menos afectada por variaciones súbitas de las condiciones meteorológicas) (figura 4).

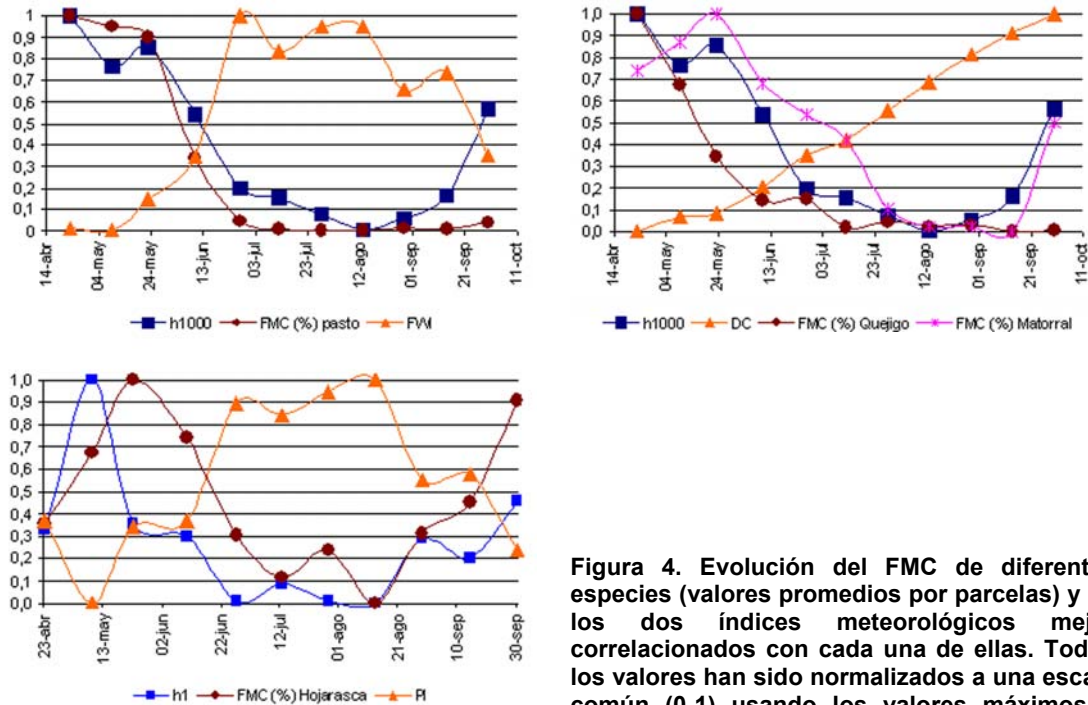


Figura 4. Evolución del FMC de diferentes especies (valores promedios por parcelas) y de los dos índices meteorológicos mejor correlacionados con cada una de ellas. Todos los valores han sido normalizados a una escala común (0-1) usando los valores máximos y mínimos medidos.

Por su parte, el DC presenta buenas correlaciones negativas con el pasto ($r = -0,82$), el matorral ($r = -0,91$) y el quejigo ($r = -0,77$), lo que concuerda con lo esperado, ya que presenta una tendencia ascendente muy marcada a lo largo del periodo de estudio. No obstante, se ha comprobado que este índice presenta relaciones potenciales más fuertes con el pasto y el quejigo (coeficientes R^2 de 0,77 y 0,92, respectivamente), que las lineales (R^2 de 0,68 y 0,59, respectivamente) (figura 5). El 1-h es un código de humedad pensado para combustibles finos, lo que explica que tenga buenas correlaciones con la hojarasca ($r = 0,62$), si bien también presenta valores similares con la jara, lo que resulta más complejo de entender. Las correlaciones con el pasto son también similares si consideramos todo el periodo de estudio ($r = 0,61$), pero aumentan notablemente si sólo consideramos el periodo estival en el cual el pasto se comporta prácticamente como materia muerta ($r = 0,71$) (figura 6). Esta buena correlación también se observa con el PI, tanto para hojarasca en todo el periodo, como para pasto en verano, puesto que también se trata de un índice diseñado para combustibles finos.

En cuanto al FWI presenta coeficientes de correlación de Pearson elevados con la mayor parte de las especies.

Por último, cabe destacar las correlaciones no significativas presentadas con el FMC del labiérnago y el brezo, lo que ya se anunciaba al observar que sus FMC apenas varían con el tiempo.

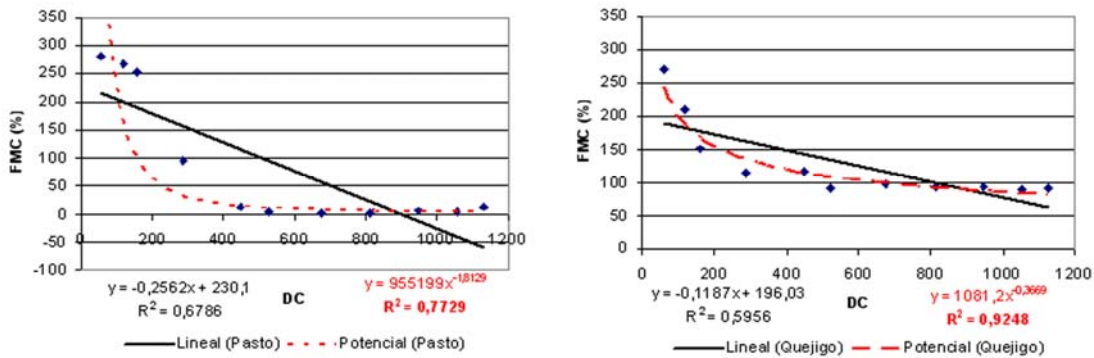


Figura 5. Correlaciones potenciales y lineales entre el DC y el contenido de humedad del pasto, matorral y quejigo.

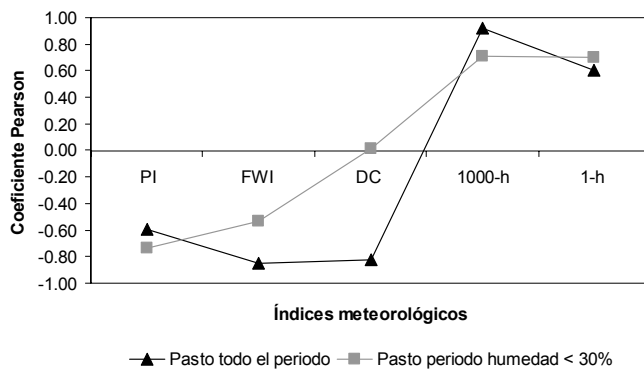


Figura 6. Correlaciones de los índices meteorológicos con el pasto, considerando todo el periodo y considerando únicamente aquel en el que se le considera materia muerta.

Relación entre FMC e imágenes de satélite

Del análisis de la correlación lineal entre el FMC y las variables derivadas de las imágenes se observa, en primer lugar, que los signos de las correlaciones son positivos para los índices de vegetación y negativos para la Ts (tabla 4). La explicación de esto se encuentra en el hecho de que los primeros dependen de las condiciones de vigor vegetal de la planta, mientras que un aumento de la Ts se deriva de una mayor pérdida del agua almacenada en las plantas (Cocero, 2002).

En segundo lugar, se observa que los coeficientes de correlación del pastizal son todos significativos y más elevados que los del matorral y el quejigo. El FMC del pasto varía de forma más significativa de primavera a verano, por lo que dicha variación unida a sus efectos indirectos –cambios en el contenido de clorofila, fundamentalmente- explicaría las buenas correlaciones con todos los índices de vegetación. Sin embargo, la reducción del FMC en los matorrales no es tan marcada e implica menores efectos indirectos que en el pasto, lo que explica que las correlaciones sean más débiles. Por otro lado, conviene destacar que, al igual que ocurría con los índices meteorológicos y por las mismas razones, los coeficientes de correlación de Pearson para el brezo y el labiérnago no son significativos.

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson entre el FMC medido en campo y variables derivadas de las imágenes. En negrita se marcan los valores significativos ($p < 0.05$).

Especie	NDVI	NDII6	NDII7	SAVI	GEMI	SM	ARND	Ts	NDVI/TS
PASTO	0,98	0,95	0,94	0,95	0,91	0,98	0,99	-0,81	0,95
JARA	0,89	0,73	0,76	0,72	0,53	0,90	0,79	-0,83	0,89
BREZO	0,56	0,53	0,55	0,56	0,49	0,53	0,43	-0,39	0,40
ROMERO	0,93	0,75	0,76	0,75	0,56	0,93	0,81	-0,80	0,89
LABIERNAGO	-0,01	0,04	0,04	0,12	0,19	-0,03	-0,20	0,05	-0,10
MEDIA MAT.	0,89	0,73	0,76	0,75	0,58	0,89	0,75	-0,76	0,83
QUEJIGO	0,30	0,18	0,24	0,10	0,01	0,30	0,10	-0,56	0,49
HOJARASCA	0,49	0,14	0,27	-0,10	-0,29	0,49	0,53	-0,76	0,82

Respecto al quejigo, presenta coeficientes de correlación de Pearson no significativos con todos los índices de vegetación, lo que puede ser debido a un desajuste en la ubicación de la parcela en las imágenes de los productos MODIS. Esta cubierta no cubre grandes extensiones homogéneas, por lo que pequeñas desviaciones pueden conllevar extracción de información de otra cubierta con diferente respuesta espectral que el quejigo.

Centrándonos en los resultados por índice, el NDVI se comporta muy bien para estimar el contenido de humedad de pastizales ($r = 0,98$), y algo peor para matorrales ($r = 0,89$). Estudios anteriores (Ceccato *et al.*, 2001) han concluido de manera similar argumentando que el NDVI mide el efecto indirecto de la pérdida de agua, principalmente los cambios en el área foliar y el contenido en clorofila de la planta, y no tanto su contenido de agua. El NDII (ya sea computado con la banda 6 o 7) muestra coeficientes de correlación más débiles que el NDVI, tanto para pastizales como para matorrales y quejigales, a pesar de que recientes estudios de simulación basados en modelos de transferencia radiativa (Ceccato *et al.*, 2002) apoyan que es el índice de vegetación más sensible al contenido de agua, ya que está calculado a partir de una banda

espectral muy sensible a la absorción de agua en las hojas (SWIR). Respecto al cociente NDVI/Ts, no se obtienen los resultados esperados, ya que sus correlaciones con el FMC no son mejores que las obtenidas únicamente con el NDVI para ninguna especie. Esto puede ser debido a que existe un desfase horario entre la toma de medidas de FMC, coincidiendo con las horas de máximo peligro de incendio (entre las 12:00 y las 14:00) y la de Ts del satélite Terra (10:30) ya que, estudios con otros sensores cuya toma de datos son más cercanas a las horas de muestreo de campo (NOAA-AVHRR, Landsat TM y SPOT-Vegetation) si arrojan los resultados esperados, excepto para el pasto y el NOAA-AVHRR (Chuvienco et al. 2004). Los índices con correlaciones algo más débiles son el SAVI y el GEMI. Este último, sólo presenta correlaciones significativas con el pasto, aunque sería de esperar que siguiesen tendencias similares al NDVI ya que para su cómputo se emplean las mismas bandas de reflectividad. El SM presenta elevadas correlaciones significativas con el pasto, la jara el romero y la media de las especies de matorral, con r prácticamente iguales a los obtenidos para el NDVI. Por último, el ARND muestra las mejores correlaciones con el pasto (mayores que el NDVI) y algo más débiles para el matorral (jara y romero).

En la figura 7 se puede ver la evolución del FMC del pasto, el matorral (promedio de las cuatro especies) y el quejigo y de los dos índices de vegetación con mayor correlación.

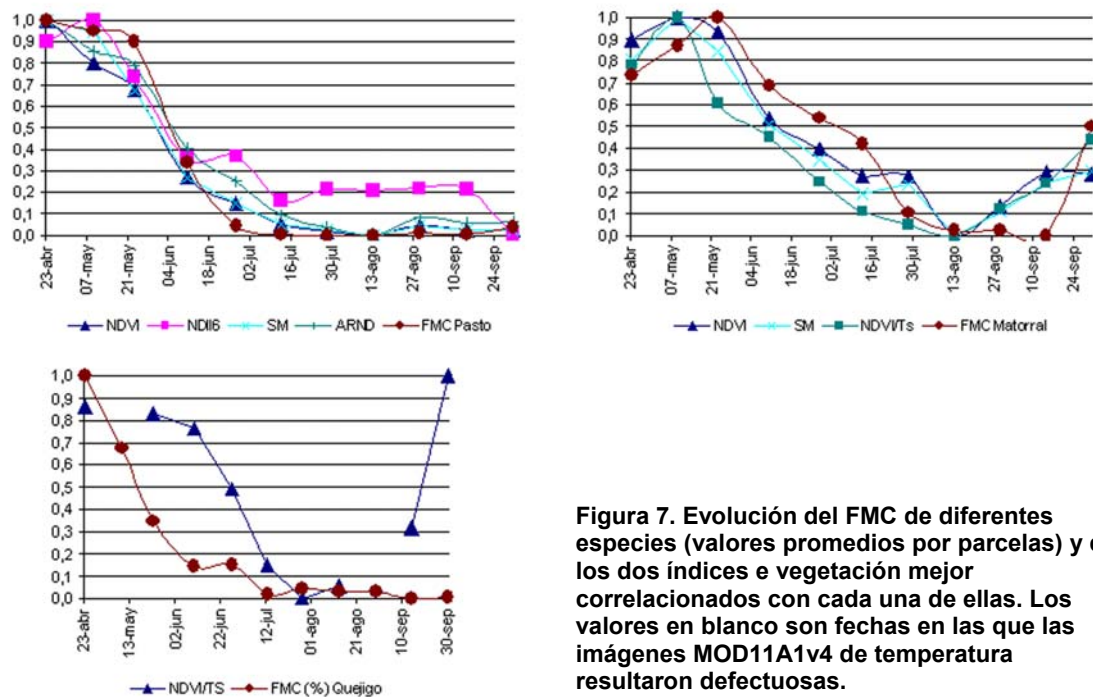


Figura 7. Evolución del FMC de diferentes especies (valores promedios por parcelas) y de los dos índices e vegetación mejor correlacionados con cada una de ellas. Los valores en blanco son fechas en las que las imágenes MOD11A1v4 de temperatura resultaron defectuosas.

CONCLUSIONES

En este trabajo se realiza un análisis exploratorio del potencial de estimación del contenido de humedad de combustibles mediterráneos de índices meteorológicos y derivados de imágenes satélite captadas por el sensor MODIS. Se han obtenido correlaciones significativas entre el FMC del pasto y del matorral (jara, romero y promedio de todas las especies) tanto para los primeros (a excepción del 1-h, propio de combustibles finos), como para los segundos, lo que demuestra que ambos son sensibles a variaciones en el FMC del combustible. No obstante, los índices derivados de las imágenes presentan coeficientes de correlación de Pearson más elevados que los meteorológicos y proporcionan una cobertura espacial exhaustiva, sistemática y global de la superficie terrestre por lo que se consideran más adecuados para el desarrollo de herramientas operativas de estimación de FMC. Dentro de los índices derivados de las imágenes, tanto aquellos “de verdor” (ARND y SM) como el cociente “NDVI/Ts” presentan coeficientes de correlación similares al NDVI. No obstante, para su cómputo precisan un mayor número de imágenes, lo que dificulta su uso operativo.

Es necesario señalar que en este trabajo se emplean datos de un único año y productos MODIS que están en fase de revisión por lo que algunas de las conclusiones hay que verificarlas en el futuro mediante un estudio más amplio, en el que se empleen series multitemporales más largas.

A pesar de ello, se considera que la integración de varios de los índices de vegetación calculados en este estudio en un índice sintético de humedad mejoraría las estimaciones del FMC de las especies mediterráneas objeto de estudio, permitiendo realizar un monitoreo intensivo, tanto espacial como temporal, del FMC sin la necesidad de realizar muestreo de campo. Esto último, será el siguiente objetivo del presente trabajo de investigación, junto con el posterior cálculo de un índice de potencial de ignición que sirva como entrada para la elaboración de cartografía temática de áreas de alto riesgo de incendios por condiciones de estrés hídrico, en conjunción con otras variables de importancia en el inicio o propagación del fuego (factor humano, rayos, vulnerabilidad del territorio, etc.) usando como herramienta un Sistema de Información Geográfica (SIG).

REFERENCIAS

- Aldakheel, Y. Y. y F. M. Danson (1997): Spectral reflectance of dehydrating leaves: measurements and modelling. *International Journal of Remote Sensing*, 18: 3683-3690.
- Brown, A. A. y D. P. Kenneth (1979): Fire Danger Rating, en *Forest Fire Control and Use* (editado por A. A. Brown y K. P. Davis). New York, Mc Graw-Hill, Book Company: 217-235.
- Burgan, R. E., R. W. Klaver y J. M. Klaver (1998): Fuel models and fire potential from satellite and surface observations. *International Journal of Wildland Fire*, 8: 159-170.
- Camia, A., G. Bovio, I. Aguado y N. Stach (1999): Meteorological fire danger indices and remote sensing, en *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin* (editado por E. Chuvieco). Berlin, Springer-Verlag: 39-59.
- Ceccato, P., S. Flasse y J. M. Gregoire (2002): Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 2. Validation and applications. *Remote Sensing of Environment*, 82: 198-207.
- Ceccato, P., S. Flasse, S. Tarantola, S. Jacquemoud y J. M. Grégoire (2001): Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 77: 22-33.
- Ceccato, P., B. Leblon, E. Chuvieco, S. Flasse y J. D. Carlson (2003): Estimation of Live Fuel Moisture Content, en *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data* (editado por E. Chuvieco). Singapore, World Scientific Publishing: 63-90.
- Chuvieco, E. (2002): *Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio*, Barcelona, Ariel Ciencia.
- Chuvieco, E., I. Aguado, D. Cocero y D. Riaño (2003): Design of an Empirical Index to Estimate Fuel Moisture Content from NOAA-AVHRR Analysis In *Forest Fire Danger Studies. International Journal of Remote Sensing*, 24: 1621-1637.
- Chuvieco, E., D. Cocero, et al. (2004). "Improving Burning Efficiency Estimates through Satellite Assessment of Fuel Moisture Content". *Journal of Geophysical Research - Atmospheres* 109, D14S07, doi:10.1029/2003JD003467: 1-8.
- Chuvieco, E., D. Cocero, D. Riaño, M. P. Martín, J. Martínez-Vega, J. Riva y F. Pérez (2004): Combining NDVI and Surface Temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 92: 322-331.
- Chuvieco, E., D. Riaño, I. Aguado y D. Cocero (2002): Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 23: 2145-2162.
- Chuvieco, E. y F. J. Salas (1996): Mapping the spatial distribution of forest fire danger using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10: 333-345.
- Cocero, D. (2002): Estimación del contenido de humedad de la vegetación usando imágenes de satélite para la prevención del peligro de incendios, Departamento de Geografía, Alcalá de Henares, Universidad de Alcalá: 289.
- Cocero, D., D. Riaño y E. Chuvieco (1998): Estimación de la humedad de la vegetación usando imágenes de satélite e índices meteorológicos del peligro de incendios. *Serie Geográfica*, 7: 59-72.
- Dennison, P. E., D. A. Roberts, S. R. Thorgusen, J. C. Regelbrugge, D. Weise y C. Lee (2003): Modeling seasonal changes in live fuel moisture and equivalent water thickness using a cumulative water balance index. *Remote Sensing of Environment*, 88: 442-452.
- Eidenshink, J. C., R. E. Burgan y R. H. Haas (1990): Monitoring fire fuels condition by using time series composites of Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) data, *Proc. Resource Technology 90*, Washington DC: 68-82.
- Huete, A. R. (1988): A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25: 295-309.
- Hunt, E. R. y B. N. Rock (1989): Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, 30: 43-54.
- Justice, C. O., J. R. G. Townshend, et al. (2002): An overview of MODIS Land data processing and product status. *Remote Sensing of Environment*, 83: 3-15.
- Pinty, B. y M. M. Verstraete (1992): GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101: 15-20.

- Rouse, J. W., R. W. Haas, J. A. Schell, D. H. Deering y J. C. Harlan (1974): Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation, Greenbelt, MD. USA, NASA/GSFC,
- San Miguel-Ayanz, J., J. D. Carlson, M. Alexander, K. Tolhurst, G. Morgan, R. Sneeuwjagt y M. Dudley (2003): Current Methods to Assess Fire Danger Potential, en *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data* (editado por E. Chuvieco). Singapore, World Scientific Publishing: 21-61.
- Van Wagner, C. E. (1967): Seasonal variation in moisture content of Eastern Canadian tree foliage and the possible effect on crown fires, Forestry Branch, Canada, Departmental Publ. n° 1204.
- Vázquez, M. F. y B. J. Denore (1999): FOMFIS, un sistema para la cartografía de combustibles forestales a partir de imágenes de satélite de alta resolución, *Teledetección. Avances y Aplicaciones*, Albacete, España, Asociación Española de Teledetección: 279-282.
- Vermote, E. F., & Vermeulen, A. (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09), ATBD version 4.0.
- Viegas DX, Viegas TP, Ferreira AD (1992) Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in central Portugal. *The International Journal of Wildland Fire* 2, 69-85.
- Viger, J.A. et al, (2004). "Manual de ingeniería básica para la prevención y extinción de incendios forestales". Madrid. Institut d'Edicions de la Diputació de Barcelona. Mundi-Prensa.
- Wan, Z. (1999). MODIS Land-Surface Temperature Algorithm Theoretical Basis Document (LST ATBD), version 3.3.



CHAPTER 2: ESTIMATION OF LIVE FUEL MOISTURE CONTENT FROM MODIS IMAGES FOR FIRE RISK ASSESSMENT

Publicación correspondiente:

Yebra, M., E. Chuvieco y D. Riaño (2008): Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148: 523-536.

Tened paciencia y tendréis ciencia.

Baltasar Gracián

ESTIMATION OF LIVE FUEL MOISTURE CONTENT FROM MODIS IMAGES FOR FIRE RISK ASSESSMENT

ABSTRACT

This paper presents a method to estimate fuel moisture content (FMC) of Mediterranean vegetation species from satellite images in the context of fire risk assessment. The relationship between satellite images and field collected FMC data was based on two methodologies: empirical relations and statistical models based on simulated reflectances derived from radiative transfer models (RTM). Both models were applied to the same validation data set to compare their performance. LFMC of grassland and shrublands were estimated using a 5 year time series (2001-2005) of Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (Terra-MODIS) images. The simulated reflectances were based on the leaf level PROSPECT coupled with the canopy level SAILH RTM. The simulated spectra were generated for grasslands and shrublands according to their biophysical parameters traits and FMC range. Both models, empirical and statistical models based on RTM, offered similar accuracy with better determination coefficients for grasslands ($R^2=0.907$ and 0.894 , respectively) than for shrublands ($R^2=0.732$ and 0.842 , respectively). Although it is still necessary to test these equations in other areas with analogous types of vegetation, preliminary tests indicate that the adjustments based on simulated data offer similar results, but with greater robustness, than the empirical approach.

Keywords: Remote sensing, Radiative Transfer Models, Live Fuel Moisture Content, Fire risk assessment, MODIS.

INTRODUCTION

Wildfires are a natural disturbance worldwide, being responsible for an important share of global greenhouse gas emissions (Palacios-Orueta et al., 2005), land use change (Ahern et al., 2001), and soil degradation (Doerr et al., 2006). Fires also have positive feedbacks in the vegetation natural succession and soil properties, but these effects are very much dependent on fire intensity and duration (Johnson and Miyanishi, 2001).

Mediterranean ecosystems have coexisted with fires for millennia, since summer drought makes them prone to fire ignition and therefore can be considered a natural phenomenon (Naveh, 1989). However, recently the natural fire regimen has changed, increasing the harmful effects of wildland fires, both on environment and society. Climate change has not been widely reported as a key issue in the changes in the Mediterranean fire regime but land use changes as a result of economic transition from agricultural to industrial societies first, and then the increase in tourist related land uses are most commonly recognized as the main drivers of the recent fire activity in the region (Vega-García and Chuvieco, 2006). Therefore, the growing urbanization of forested areas has increased too the potential damage of fire on the wildland-urban interface (Leone et al., 2003).

New strategies for earlier fire prevention and extinction are required to handle these new threats and to improve the management of the Mediterranean forests. Wildfire risk evaluation systems provide an integrated approach for managing resources at stake and reducing the negative impact of wildland fires. These systems should include a wide range of factors that are related to fire ignition, fire propagation and fire vulnerability (Chuvieco et al., 2003b). Fuel moisture content (FMC), defined as the proportion of water over dry mass, has been the most extended measure of fire ignition and fire propagation potential, and it has been widely used for fire danger assessment (Blackmarr and Flanner, 1968; Fosberg and Schroeder, 1971; Paltridge and Barber, 1988; Pompe and Vines, 1966; Trowbridge and Feller, 1988; Viegas et al., 1992), since the fuel water content has a clear impact on ignition delay and fire rate of spread (Nelson, 2001). FMC is also critical for planning of prescribed burns (Baeza et al., 2002) which are growingly considered a critical aspect of integrated fire management. Finally, it has also been related to burning efficiency, which is a critical component of fire emissions models (Chuvieco et al., 2004a). In addition to fire related applications, the estimation of plant water content is an essential input of vegetation productivity models (Boyer, 1995), and to improve water management in irrigated agriculture (Sepulcre-Canto et al., 2006).

Direct estimation by field sampling provides the most accurate method to obtain FMC, commonly using gravimetric methods, namely the weight difference between fresh and dry samples (Lawson and Hawkes, 1989). However, this approach is very costly and the generalization to regional or global scales results unfeasible. The use of meteorological indices is widespread, since they provide an easy spatial and diachronic estimation of FMC (Camia *et al.*, 1999), but they also present operational difficulties since the weather stations are often located far from forested areas and may be scarce in fire prone regions. Furthermore, these estimations are reasonably well suited for dead fuels, because their water content is highly related to atmospheric conditions. However, in live fuels, species physiological characteristics and adaptation to drought imply a great diversity of moisture conditions with the same meteorological inputs (Viegas *et al.*, 2001).

FMC estimation of live fuels can also be based in remote sensing methods, since FMC variations affect fuel reflectance and temperature. The monitoring of grass curing from satellite images was proposed by Burgan and collaborators (Burgan and Hardy, 1993), within the

potential revisions of the National Fire Danger Rating System (NFDRS). A further elaboration of this concept led to the use of greenness indices (defined as the relative change in vegetation index values with respect to time series maximum and minimum) as an estimation of dead versus live fuels proportion to compute fire danger potential (Burgan et al., 1998). Later, both empirical (Chen, 2005; Chuvieco et al., 2004b; Paltridge and Barber, 1988; Roberts et al., 2006) and simulation approaches (Jacquemoud and Ustin, 2003; Riaño et al., 2005; Zarco-Tejada et al., 2003) were developed to estimate FMC from remote sensing data. The empirical methods are commonly based on statistical fitting between field measured FMC and reflectance data. They have a known accuracy and are simple to compute. However, those empirical relationships are sensor and site dependent, and therefore difficult to extrapolate to regional or global scale studies due to differences in leaf and canopy characteristics (Riaño *et al.*, 2005) or sensor calibration and observation conditions.

Estimation of water content from simulation approaches has frequently been based on inversion of Radiative Transfer Models (RTM). Since these models are based on physical relationships that are independent of sensor or site conditions, they should be more universal than empirical fittings. However, the selection and parameterization of RTM is far more complex than empirical models, since they are based on assumptions that may not accurately resemble those found in nature, especially when complex canopies are involved (Liang, 2004). Most studies based on RTM have found that the Equivalent Water Thickness (EWT), defined as the amount of water per leaf area, can be retrieved from reflectance data, since it represents the water absorption depth of leaves (Ceccato et al., 2002; Datt, 1999). However, the FMC is more difficult to estimate from reflectance measurements, since it does not only depend on water absorption, but also on the changes in dry matter as a result of leaf drying. Sensitivity analysis based on a wide range of conditions has found potential for FMC retrieval from reflectance measurements (Bowyer and Danson, 2004), providing that the dry matter content can also be estimated (Riaño *et al.*, 2005).

The main objective of this study was to compare the performance of empirical and RTM approaches to derive FMC of Mediterranean species from satellite reflectance measurements. The final goal was to derive an operational estimation that could be integrated with other factors of wildland fire risk.

METHODS

The general scheme of the method developed in this paper is presented in figure 1.

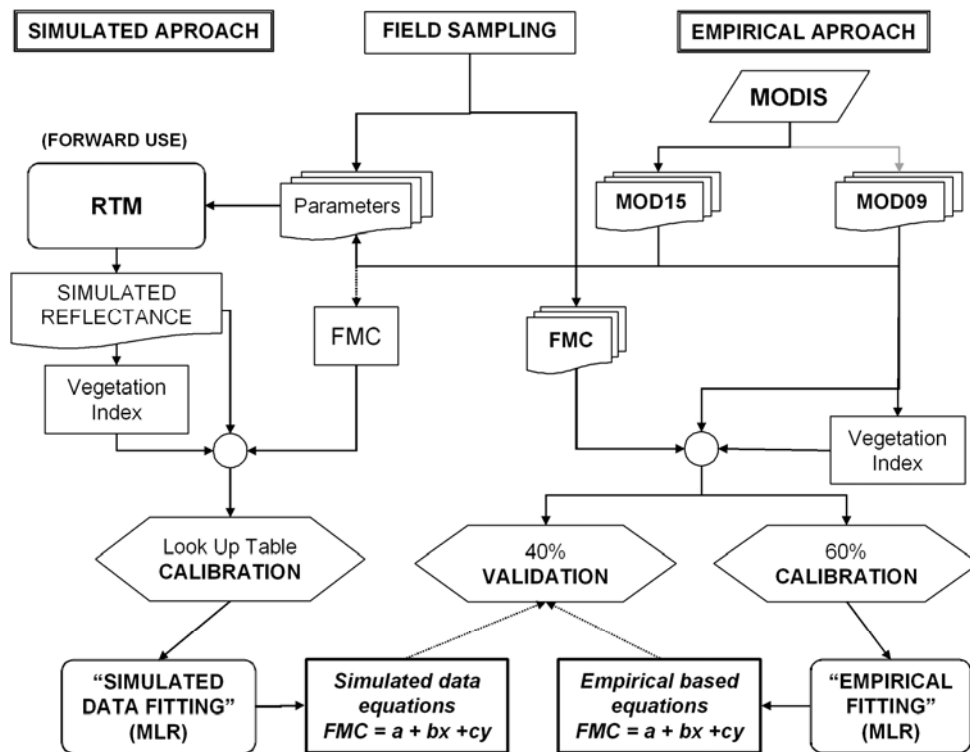


Figure 1: Methodological flowchart.

The empirical approach was derived from multivariate linear regression (MLR) analysis between field collected FMC data and reflectance values derived from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). The field samples were divided in two sets: 60% for calibrating the model and the remaining 40% for the validation. Two different models were built for grasslands and shrublands. The simulation approach was derived from RTM that were parameterized using field data, auxiliary information derived from MODIS products and the knowledge of the type of canopy architecture that define which RTM is appropriate (Combal et al., 2002). Once the simulated reflectance values for grasslands and shrublands were obtained for the whole solar spectrum, they were convolved to the MODIS spectral wavelengths and band widths. Finally, separate MLR models between the simulated reflectances and the grassland and shrubland FMC values were built, in a similar way to the empirical method. Those equations were applied to the MODIS data for the same validation dataset as the empirical model to compare the performances of both approaches.

Field sampling

A field campaign has been carried out by our research group since 1996 to the present in the Cabañeros National Park (Central Spain; figure 2) to collect samples of different Mediterranean species for field FMC estimation. Three plots of grassland and two of shrubland (*Cistus ladanifer* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Erica australis* L. and *Phillyrea angustifolia* L.) sized 30 x 30 m, were collected in gentle slopes (<5%) and homogeneous patches. For this paper, FMC values of *C. ladanifer* L. were selected as representative for shrubland plots since it is very common in Mediterranean siliceous areas. It appears in a 29,79 % of the study area covering a radius of 100 km from the National Park being the dominant species in more than 6% versus less than 16% of appearance and 1% of dominance of the other three species together in the same area. In addition to this, it is a typical pioneer species that regenerates easily by seeds after diverse types of handlings and disturbances (Nuñez Olivera, 1988), so it is the primary colonizer in areas with recurrent wildfires, which are of special interest in this study.

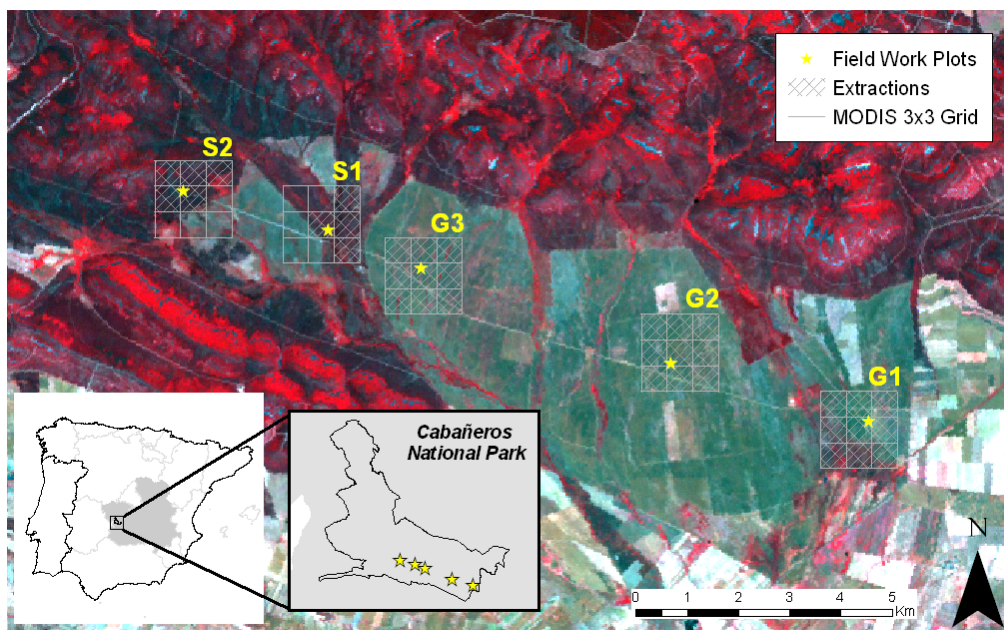


Figure 2. Map of Spain showing the location of Cabañeros National Park, as well as a false color composite Landsat image showing the midpoint of the shrubland (S1 and S2) and grassland (G1, G2 and G3) plots used in this analysis. The grey boxes indicate the 3x3 MODIS grid (1.5 x 1.5 Km) centered at the plots. Shaded boxes indicate the window adapted to the shrub shape Plot.

The sampling protocol followed standard methods described in Chuvieco (2003a) and was repeated every 8 days during the Spring and Summer seasons from 1996 to 2002 and every 16 days from 2003 on. For this paper, FMC measurements taken from 2001 to 2005 have been

used to correspond with the temporal series of the MODIS images. FMC was computed from the difference of fresh and dry weight as following:

$$FMC(\%) = \frac{W_f - W_d}{W_d} \times 100 \quad (1)$$

where W_f is fresh weight of leaves and small terminal branches (in the case of shrub species) or the whole plant (in the case of grassland), and W_d is dry weight, after oven drying the samples for 48 hours at 60 °C.

After 2004, FMC field sampling incorporated the collection of variables that are critical for running the RTM at leaf level, such as Dry matter content (DM), Equivalent Water Content (EWT) and Chlorophyll content (C_{a+b}).

DM and EWT were computed following:

$$DM(\text{gr.cm}^{-2}) = \frac{W_d}{A} \quad (2)$$

and

$$EWT(\text{gr.cm}^{-2}) = \frac{W_f - W_d}{A} \quad (3)$$

where W_f and W_d are the same as in (1) and A is the leaf area.

C. ladanifer L. leaf area was measured with an image analysis Delta system (Delta Devices LTD, Cambridge, England). C_{a+b} was measured by means of destructive sampling and measurement of leaf concentration in laboratory with the DMSO (Dimethyl sulfoxide) method and spectrophotometric readings, according to Wellburn (1994). For grasslands, DM and C_{a+b} measurements were provided by a field ecologist working in similar environments (F. Valladares, personal communication). Spectral soil reflectance was also measured with a GER 2600 (GER Corp., Millbrook, NY) radiometer to use as an input at canopy level model

MODIS data

Two standard products of the MODIS program were chosen for this study: the MODIS/Terra Surface Reflectance (MOD09A1v4) and the MODIS/Terra Leaf Area Index (LAI) and Fraction of Photosynthetically Active Radiation (FPAR) (MOD15A2v4). The first is an 8-day composite product of atmospherically corrected reflectance for the first seven spectral bands of the MODIS sensor at a spatial resolution of 500 m (figure 3). This product includes ancillary information,

such sun and sensor angles (Vermote and Vermeulen, 1999). The standard MOD15A2 product was selected to take into account the strong effect of LAI variations on reflectance as well as to parameterize the RTM. This product is generated daily at 1 km spatial resolution and composited over an 8-day period based on the maximum value of the FPAR for that period (Knyazikhin *et al.*, 1999).

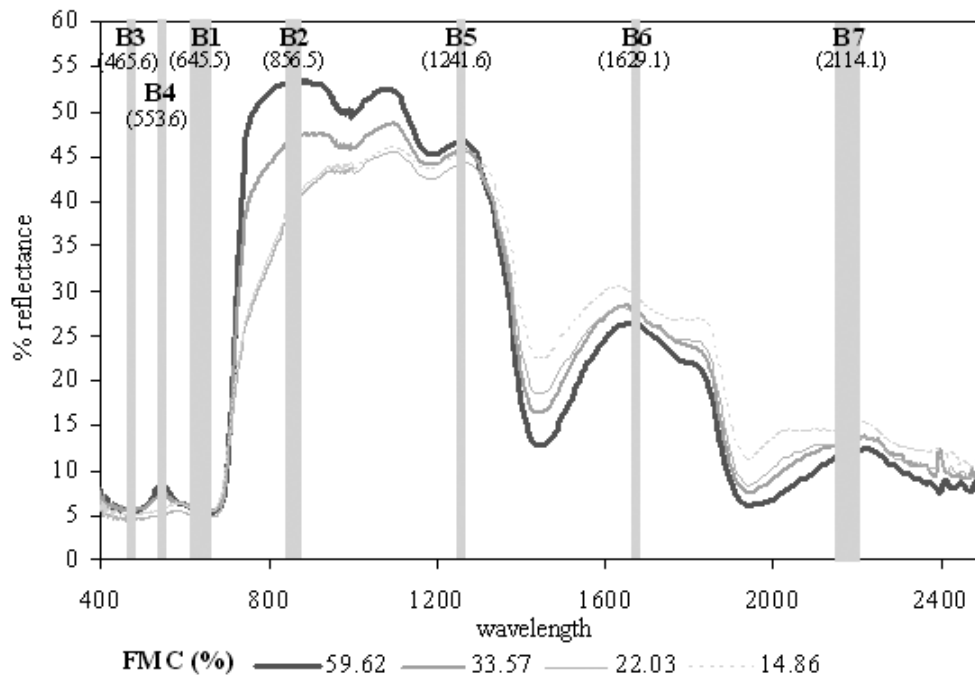


Figure 3. Example of reflectance spectrum (400 - 2500nm) of different FMC values for *C. ladanifer* L. measured with GER 2600 under laboratory experimentation showing location of MOD09A1 bands regions (grey bands) with their central wavelength (between brackets).

The original products were downloaded from the Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC) of the United States Geological Survey (USGS) (<http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>, January 2007) and reprojected from sinusoidal to UTM 30 T Datum European 1950 (ED50) using nearest neighbour interpolation resampling. MOD15A2 data were resampled to 500 m to match the resolution of the MOD09A1 product using the same interpolation algorithm. The values of a given plot for comparing with the field data were extracted from each composited image using the median value of a 3x3 pixel kernel located at the center of the field plot. A 3x3 window was used in order to reduce the potential noise due to residual atmospheric effects and georeferencing errors. In the case of shrublands, extraction windows were adapted to the shape of shrub patches to avoid including

mixed pixels (figure 2). To verify this approach the coefficient of variation (CV) was computed for reflectances for a Landsat image (30x30m pixel size) within the extraction windows. The CV decreased from 0.052 and 0.255 of the 3x3 windows in the near infrared band (NIR) and the short wave infrared (SWIR) bands, respectively, to 0.050 and 0.195 with the adapted window). The extractions of reflectance data of each pixel were derived from the 8-day composite that had a closest selected day to the field collections.

A wide range of vegetation indices were calculated to be included as independent variables in the empirical MLR model (table 1). Only one form of the NDII using band 6 (1628-1652 nm) was calculated based on previous studies which show stronger correlations between this band and field measured FMC values than others MODIS bands in the SWIR region (Roberts et al., 2006; Yebra et al., 2005).

The first five indices in table 1 measure greenness variations, which are only indirectly related to leaf water content. The other indices included in table 1 are more directly related to water content, by combining water absorption in the SWIR wavelengths with other bands that are insensitive to water content (Fourty and Baret, 1997). Although greenness indices do not include water absorption bands, they can be used as an indirect estimation of water content, since moisture variations affect chlorophyll activity, leaf internal structure and LAI of many Mediterranean plants (Bowyer and Danson, 2004). In this sense, as the plant dries, changes in leaf internal structure cause a decrease in the reflectance in the NIR and an increase in the visible region, as a result of reducing photosynthetic activity and LAI values. However, this relation cannot be generalized for all ecosystems because, for example, variations on chlorophyll content can also be caused by plant nutrient deficiency, disease, toxicity and phenological stage (Ceccato *et al.*, 2001).

Table 1. Spectral indices calculated for MODIS including their shortened acronym, mathematical formulation and citation.

INDEX	FORMULA	REFERENCE
“Normalized Difference Vegetation Index”	$NDVI = \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2 + \rho_1}$	(Rouse <i>et al.</i> , 1974)
“Soil Adjusted Vegetation Index”	$SAVI = \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2 + \rho_1 + L} (1 + L)$	(Huete, 1988)
“Enhanced vegetation index”	$EVI = \frac{2,5 \times (\rho_2 - \rho_1)}{(\rho_2 + 6 \times \rho_1 - 7,5 \times \rho_3 + 1)}$	(Huete <i>et al.</i> , 2002)
“Global Environmental Monitoring Index”	$GEMI_1 = \frac{\rho_1 - 0,125}{1 - \rho_1} \cdot \eta$ $\eta = \frac{2 * (\rho_2^2 - 1,5\rho_2 + 0,5\rho_1)}{\rho_2 + \rho_1 + 0,5}$	(Pinty and Verstraete, 1992)
“Visible Atmospheric Resistant Index”	$VARI_i = \frac{\rho_4 - \rho_1}{\rho_4 + \rho_1 - \rho_3}$	(Gitelson <i>et al.</i> , 2002)
“Normalized Difference Infrared Index”	$NDII_6 = \frac{\rho_2 - \rho_6}{\rho_2 + \rho_6}$	(Hunt and Rock, 1989)
Normalized Difference Water Index”	$NDWI = \frac{\rho_2 - \rho_5}{\rho_2 + \rho_5}$	(Gao, 1996)
“Global Vegetation Moisture Index”	$GVMi = \frac{(\rho_2 + 0,1) - (\rho_6 + 0,02)}{(\rho_2 + 0,1) + (\rho_6 + 0,02)}$	(Ceccato <i>et al.</i> , 2002)

Generation of simulated reflectances

The use of RTM in remote sensing analysis can follow two different approaches: forward and backward simulation. The former is based on changing input parameters and analyzing the effects on the simulated reflectance to assess the importance of each input parameter in the different spectral wavelengths. The backward simulation, also named inversion, estimates which set of input parameters produces a simulated reflectance more similar to a particular observed reflectance. The concept of “similar” spectrum is commonly formalized in RTM inversion approaches using the merit function, which implies minimizing the differences between the observed and modeled reflectances:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n [\rho_i - M(\Theta, X_i)]^2 \quad (4)$$

where χ is the difference between the observed reflectance (ρ) and the modeled reflectance $M(\Theta, X_i)$, for a certain set of input parameters (Θ, X_i), being X_i the value to be estimated, and n the number of spectral wavelengths of the input image.

The inversion process can be achieved through iteratively running the model until finding a spectrum (and its corresponding set of parameters) that closely matches the reflectance values extracted from satellite data. Alternatively, the model can be run in advance and which of the simulated reflectances is more similar to the observed spectrum can be determined later. In both cases, once the most similar simulated spectrum is found, the set of parameters that generated that spectrum is considered a good estimation of vegetation conditions of the area where that satellite observation came from (Zarco-Tejada *et al.*, 2003).

The second approach is usually designed as the generation of a Look Up Table (LUT) (Liang, 2004), and it is the most commonly used since it is quicker, provides a control scenario on the input parameters to be searched for (Combal *et al.*, 2002) and allows the identification of ambiguous situations where there are several set of inputs parameters which can product a modelled result that agrees with the observations within a tolerance (Gobron *et al.*, 2000; Saich *et al.*, 2003).

The LUT approach was selected for this paper. A LUT includes the output of running the RTM for the different simulation scenarios ($M(\Theta, X_i)$) as stated in 4). Therefore, the inversion process does not need to run the model for each pixel of the image, but rather it can focus on finding which of the modelled spectrum is most similar to an observed pixel reflectance, most commonly using a merit function of “spectral similarity” based in the quadratic distance (as formulated in 4). Alternatively to this search, relationships over the modelled spectrums and a corresponded key biophysical parameter, using neural network or genetic algorithms (Fang and Liang, 2003) can be built. For this study, a MLR between the simulated reflectance and their associate FMC in the LUT was used, in a similar way as the model derived for empirical data.

Spectral reflectances between 400 and 2500 nm were simulated for different FMC values by linking two well-known RTM: the PROSPECT leaf model (Jacquemoud and Baret, 1990) and the SAILH canopy model (Verhoef, 1984). PROSPECT simulates reflectance and transmittance of a leaf by considering it as a set of N stacked layers with several absorption components ($Ca+b$; DM and EWT). SAILH is a model that simulates canopy reflectance from the output of the PROSPECT model (leaf reflectance and transmittance) plus a set of variables affecting the canopy. The main ones are the leaf area index (LAI), leaf angle distribution function (LADF), the hotspot parameter, which is a relation between leaf size and canopy height, the soil substrate

(soil reflectance) and viewing and illumination conditions (sun and view zenith angle, relative azimuth sensor-sun angle and atmospheric transmissivity).

The PROSPECT-SAILH models were run to create a LUT for a wide set of FMC values. For each simulation case, the FMC was computed as a ratio of EWT and DM, two of the input parameters of the PROSPECT model. Input parameters for running these models are included in table 2. They were derived from our field sampling and literature review. A random noise factor of the size of half a step of the simulation was introduced in the simulation step to cover the variation space of the model and therefore avoid gaps with fix values.

Table 2. Input parameters for the PROSPECT-SAILH simulations. SAILH LADF parameter was fixed to erectophile and plagiophile for grasslands and shrublands, respectively. The soil spectrum was that one measured in Cabañeros National Park.

Model	Parameter	GRASSLAND			SHRUBLAND		
		Min.	Mx.	Step	Min.	Mx.	Step
PROSPECT	N	1.25	2.5	0.5	1.25	2.5	0.5
	DM (gr/cm ²)	0.002	0.007	0.001	0.02	0.04	0.003
	EWT (gr/cm ²)	0.0001	0.017	0.0003	0.012	0.03	0.002
	C _{a+b} (µg/cm ²)	20	20	-	45	45	-
SAILH	LAI	0.5	2	0.6	0.5	3	0.6
	Hotspot	0.001	0.001	-	0.008	0.008	-
	ts	27	51	16	27	51	16
	tv	5	5	-	5	5	-
	psr	-30	-30	-	-30	-30	-

Sun zenith angle (ts), sensor zenith angle (tv), and relative azimuth sensor-sun (psr) in degrees

Since the set of simulations might include unrealistic combinations of input parameters, a filter criterion was applied to eliminate those simulations which would not be likely to occur. In Mediterranean conditions, annual grasses escape drought by reducing their vital cycle and when grass dries it tends to reduce leaf cover as a result of losing turgidity and the consequent leaf curling (Valladares, 2004). On the other hand, shrubs frequently adapt to the summer condition by reducing leaf area and increasing non-photosynthetic material (Valladares, 2004), and therefore increasing DM. For all above mentioned, either the lowest LAI or highest DM values are unlikely to combine with the highest FMC in Mediterranean grasslands or shrublands, respectively. Therefore, field observations were used to derive two linear relations, a positive one between FMC and LAI for grasslands, and another negative between FMC and DM for shrublands (figure 4) and were used for filtering out some of the simulations. The cases that exceeded a 10% of the maximum or minimum residual of the regression fitting were eliminated. This 10% margin of error was arbitrary added in order to take into account the

possibility that other sites, with other species, have different relations. It must be better determined by measurements at other sites.

The final LUT included 1331 spectra for grasslands and 503 for shrublands. The simulated spectra were convolved to the seven MOD09A1 reflectance bands, by means of sensor response functions, to be used as input bands for the MLR model. Additionally, the same vegetation indices considered in the empirical model were computed as well (table 1).

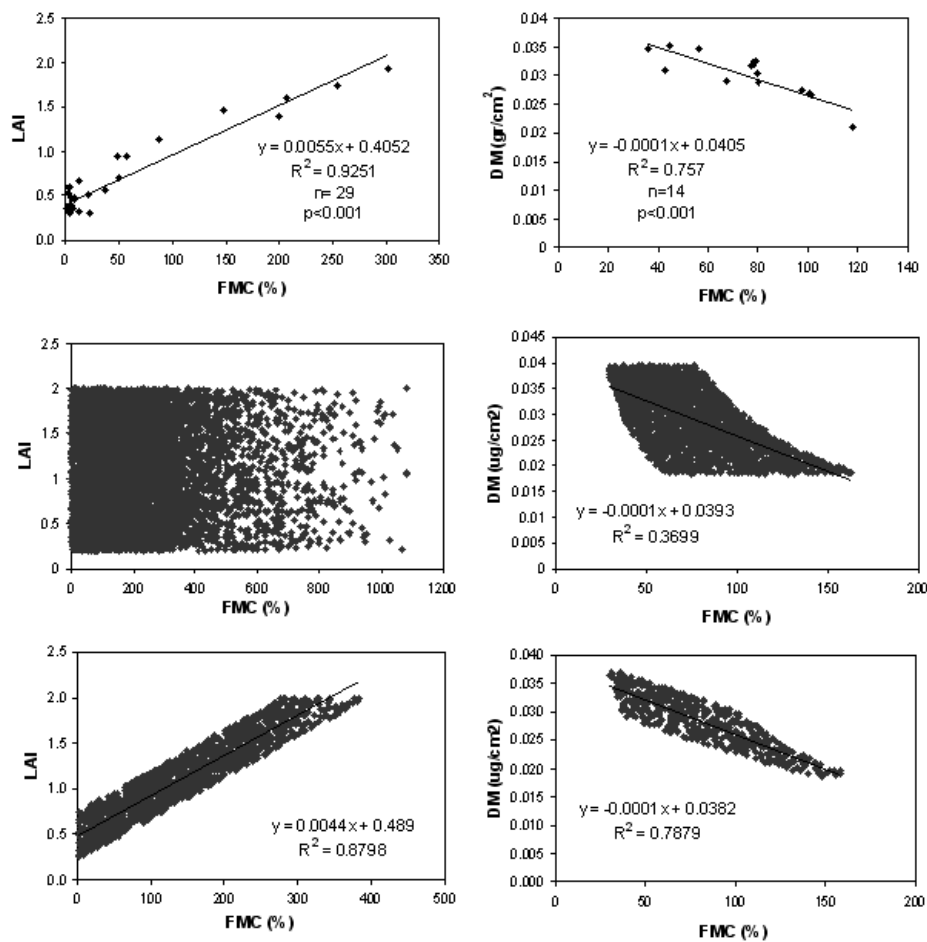


Figure 4: Scattergraphs of relations between FMC and LAI (grasslands), and DM (shrubland) for field data observations (top), initial LUT (center) and final LUT (bottom). These models were derived exclusively from field data, only periods with LAI and DM field data were considered.

Data analysis

The empirical modeling was based on stepwise multivariate linear regression analysis (MLR). Forward inclusion with 0.08 (in) and 0.1 (out) significance levels was selected (SPSS, 2004). Two different models were used for FMC estimation, one for grasslands and one for shrub

species, using *C. ladanifer* L. as a representative species. Average values of the three plots of grasslands on one hand, and the two plots of *C. ladanifer* L. on the other, were used for building the models. In this way, the FMC values are more representative of the coarse pixel size of the MODIS images. There were 66 sample periods, which were randomly divided into two groups, 60% for the calibration of the empirical models (n=40) and 40% for the validation (n=26). To check the robustness of the relationships, several 60% random samples were obtained to derive the linear models. Dry and wet years were included in each group, which assures greater significance of the results.

Two additional linear regression models for grassland and shrublands were built with the simulated reflectance and FMC values using stepwise forward MLR selection. Model calibration for each vegetation class was based on all of the simulated dataset so in this case the sample was much higher than for empirical data, since there were many more simulations than field sampling periods. To better compare results with the empirical data, the validation of these models was performed with the same cases used to assess the empirical models. In this case, the independent variables for the MLR were the MODIS simulated reflectances, the spectral indices derived from them (extracted from the LUT) as well as the LAI values for the grassland model and the DM values for the shrublands model. The decision to include LAI and DM in the MLR analysis was based on previous experience with RTM iterative inversion software (Rueda, 2001), which only offered good results when LAI and DM were fixed. In this sense, if the FMC models are calibrated using LAI or DM as independent variables they will account for variation in these two parameters and ancillary data can be used later on to fix those values, in the same way that they were fixed in the iterative algorithm, and therefore the inversion is constrained.

For the validation with the same sample as the empirical models, the LAI values were extracted from the MODIS standard LAI product (MOD15A2), and the DM was estimated from our seasonal field measurements. As a starting approach a simple model based on just two average DM values for Spring (0.026 g/cm²) and Summer (0.032 g/cm²) were used. Similarly to the empirical approach, once the model was calibrated, several 60% random samples were obtained to check the robustness of the relationships.

The accuracy of the empirical and simulated models was measured from the determination coefficient (R^2), the slope of the relationship between observed and predicted values and the

Root Mean Square Error (RMSE), which summarize the difference between the observed and predicted FMC. This RMSE was decomposed into systematic (RMSEs) and unsystematic (RMSEu) portions (Willmott, 1982). The latter takes into account errors caused by uncontrolled factors, while the former considers errors caused by the model performance and the predictors included. A good model is considered to have an RMSEu much larger than the RMSEs.

RESULTS

FMC evolution versus reflectance data

Temporal trends in FMC values and several MODIS bands are shown in figure 5. FMC values of grasslands show a large oscillation between the spring and summer seasons. The former had values in the range of 250 to 300%, while the latter presented FMC values below 30%, which can be considered as dead matter. This cycle in FMC values was clearly observed too in the MODIS reflectance data, although with maximum FMC values corresponded with minimum reflectance values in the band 1 (620-670 nm), 6 (1628-1652 nm) and 7 (2105-2155 nm) wavelength, and maximum in band 2 (841-876 nm). The Spring/Summer variation of FMC values in 2005 was lower than in other years, because of the exceptional dry conditions. However the reflectance variation is similar to other years, with the exception of band 2, which show an increase in reflectance instead of a decrease in Summer time. The reflectance values of April 2005, practically match those FMC values at the beginning of June for the rest of the years.

Less seasonal oscillation is observed for FMC values of shrublands, which range between 60% and 120% most years. The exception is again 2005 with very low FMC values. That year, the FMC contents were below 100% in the spring season, reaching values below 60% in Summer time. FMC had similar effects on reflectance bands 1, 6 and 7 as in the grassland case but seasonal reflectance variations, just like FMC one, were much smaller in amplitude. These lower variations were reflected in the regression analyses that follow. For shrublands, NIR band (2) did not show a clear correspondence to FMC variations.

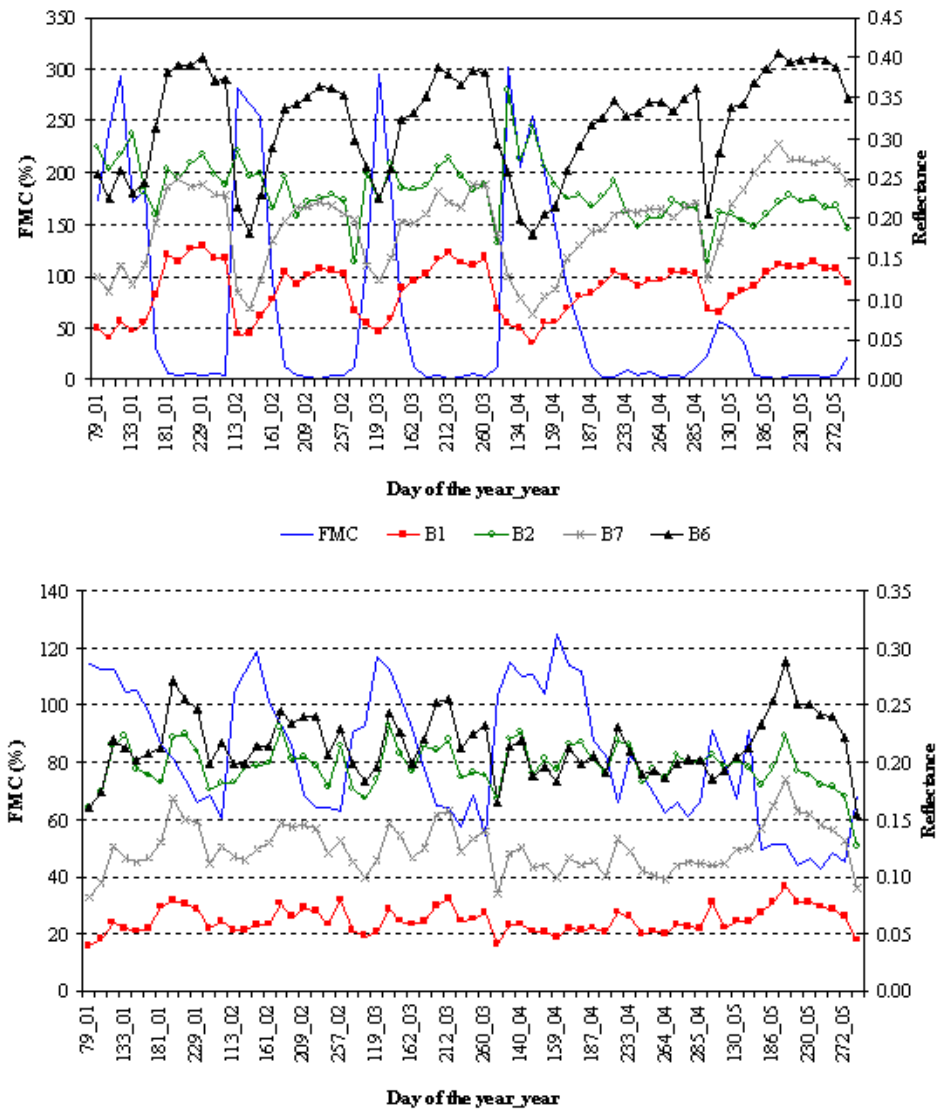


Figure 5. Temporal evolution of FMC and MODIS bands 1, 2, 6 and 7 reflectance in the study area for grasslands (top) and shrublands (bottom).

Table 3 shows Pearson r coefficients between the temporal evolution of FMC and MODIS reflectance bands. Bands 1, 6 and 7 had significant correlations both for grasslands ($p < 0.001$) and shrublands, although in this case with lower significance level ($p < 0.005$). Band 2 was significant for grassland ($r = 0.54$, $p < 0.001$) while it was uncorrelated with shrubland FMC ($r = 0.0078$). The spectral vegetation indices showed very good correlations for grasslands ($r > 0.62$), and lower for shrublands ($0.32 < r < 0.81$). The red/NIR indices (EVI, NDVI, SAVI) provided a sound estimation of FMC for grasslands, while those based on the NIR/SWIR space (NDII, GVMI, NDWI) offered better results for shrublands, although NDVI still provides high r

values for shrublands. The VARI index, which is a combination of the blue-green-red reflectance, provided the best correlation for *C. ladanifer*, but offered the lowest for grasslands, being the only index with higher correlations for shrubs than for grasslands.

Table 3. Pearson correlation coefficients between FMC and MODIS derived data for simulated (SIM) and observed (OBS) data. Bold numbers refer to significant correlations at $p < 0.001$. Underlined are significant at $p < 0.005$.

BAND/ INDEX	GRASSLAND		SHRUBLAND	
	FMC _{OBS}	FMC _{SIM}	FMC _{OBS}	FMC _{SIM}
B3	-0.725	-0.621	<u>-0.428</u>	-0.431
B4	-0.680	-0.195	-0.328	-0.169
B1	-0.816	-0.710	-0.532	-0.440
B2	0.540	0.215	0.078	0.698
B5	-0.241	-0.637	-0.226	-0.197
B6	-0.768	-0.799	<u>-0.421</u>	-0.552
B7	-0.771	-0.793	<u>-0.427</u>	-0.503
NDII ₆	0.887	0.902	0.606	0.710
NDWI	0.859	0.915	0.482	0.751
GVMI ₆	0.890	0.887	0.604	0.688
EVI	0.945	0.721	0.421	0.760
GEMI	0.896	0.554	0.324	0.772
VARI	0.623	0.812	0.810	0.517
NDVI	0.952	0.792	0.678	0.590
SAVI	0.933	0.788	0.541	0.645
Samples	n=40	n=2270	n=40	n=503

Correlations between simulated reflectance and FMC

The highest coefficients were observed for those bands located in the SWIR (bands 6 and 7, table 3). Band 1 (Red) for grassland and 2 (NIR) for shrublands had also a high r coefficient. The latter was opposite to the empirical data, which did not show a significant relationship for band 2. Band 5 (1230 – 1250 nm) offered better correlations for the simulated than for the observed reflectances. Similarly to the empirical approach, shrubland correlations were generally lower than for grasslands. The spectral indices computed for simulated data provided similar results as those observed for empirical data, although the performance of red/NIR indices for grasslands was less important than for the indices based on the NIR/SWIR. Contrary to the empirical data, the VARI worked better for grasslands than for shrublands.

Performance of empirical and simulation results

Table 4 shows the variables selected for the MLR empirical models with the different random samples selected. For models derived from empirical data, NDVI was always selected as the

most explicative variable for grasslands, and accounted for almost 90% of input variance. The R^2 determination coefficients were similar in the four runs of the model, but the slopes and constants of the equations as well as the standard errors of the estimation (SE, standard deviation of the error) changed. The selected model (identified as 0 in table 4) had an SE of 30.1%. For shrublands, the R^2 determination coefficients of the MLR estimations were lower than for grasslands, with values between 0.67 and 0.73. The SE of the calibrated model was 17.5%. Variables selected were VARI and GVMI, the former accounted for most of the explained variance. As in the case of grasslands, the differences in models by varying randomly the input cases were clearly observed, with notable changes in slopes, constant and SE.

Models derived from the simulation data show a different behaviour from those generated from empirical data (table 5). The selected variables were in greater correspondence with the spectral water absorption features. For grasslands, the LAI and the NDII values were selected, but not the NDVI or other red/NIR index. For the shrublands, DM PROSPECT parameter and GVMI were selected. It was observed that choosing randomly 60% cases for the calibration produced slight changes in the models (table 5). Total determination coefficients were similar to the models generated from empirical data, but standard errors were lower for both grassland (29.5%) and shrubland (12.6%).

Table 4. Multiple regression results for FMC estimations based on empirical data (calibration set).

M	GRASSLAND					SHRUBLAND					
	r^2	a	b_1 (NDVI)	SE	n	r^2	a	b_1 (VARI)	b_2 (GVMI)	SE	n
0	0.907	-161.1	650.23	30.1	40	0.732	229.1	887.155	-300.751	17.5	40
1	0.870	-131.1	564.23	40.2	35	0.734	191.47	719.134	-216.348	13.3	42
2	0.879	-134.7	552.87	31.4	41	0.757	200	796.292	-222.873	15.9	35
3	0.845	-137.6	566.35	36.3	39	0.671	200.9	768.924	-234.900	18.1	41

Table 5. Multiple regression results for FMC estimations based on RTM simulated data (calibration set).

M	GRASSLAND						SHRUBLAND					
	r^2	a	b_1 (LAI)	b_2 (NDII)	n	SE	r^2	a	b_1 DM	b_2 (GVMI)	SE	n
0	0.894	-6.74	131.41	296.75	1331	29.5	0.842	200.27	-5322.81	92.28	12.6	503
1	0.898	3.01	121.82	324.71	817	29.2	0.852	205.23	-5471.86	90.19	12.4	304
2	0.904	-7.75	132.31	287.38	792	29	0.844	203.16	-5472.86	96.46	12.7	298
3	0.897	-4.59	129.08	309.9	782	29.1	0.823	198.83	-5279.85	92.28	12.9	293

The validation of the empirical and simulated data models was carried out with the remaining 40% of the field-FMC measures. In this case, the model inputs were MODIS reflectances in both the empirical and the simulated model, since the simulation was only used to calibrate the

model, but the validation was performed with real data. This was also the case for the LAI and DM values, as previously mentioned.

Similar determination coefficients were found for the empirical and simulated data model in both grassland and shrublands (table 6). The RMSE of the grassland model was higher for the empirical than for the simulated data but the ratio of estimated versus observed FMC values (slope) was quite similar and close to 1 for both generated grasslands models. These RMSE values were computed after negative estimations, which may occur during the driest periods of the summer season, were removed. The RMSEu portion of the residual error was higher than the RMSEs for both simulated and empirical datasets. Regarding the shrublands, the empirical data derived model showed a closer to 1 slope and a lower RMSE than the model derived from the simulated. This later model has a RMSEs higher than the RMSEu.

Table 6: Results of the validation of the models (validation set).

	EMPIRICAL DATA					SIMULATED DATA				
	R ²	Slope	RMSE (%)	RMSEs (%)	RMSEu (%)	R ²	Slope	RMSE (%)	RMSEs (%)	RMSEu (%)
GRASSLAND	0.9140	0.93	28.39	10.24	25.39	0.9268	0.92	24.57	8.69	22.99
SHRUBLAND	0.7226	0.91	16.01	3.23	15.68	0.7034	0.56	25.18	19.17	10.10

Figure 6 shows the temporal trends observed and estimated for the two different models in both grasslands and shrublands. Both the empirical and simulated data model provide better fittings for grasslands variation than for shrublands, where tendencies to overestimation (empirical data model) and underestimation (simulated data model) were observed, especially during the summer period. In the driest year of our study series (2005) grasslands FMC was poorly estimated by the empirical model, while the model based on simulation data was closer to measured values in the Spring season (day 111). On the contrary, from the later spring (day 130) onwards, the empirical model performed better than the simulated data model.

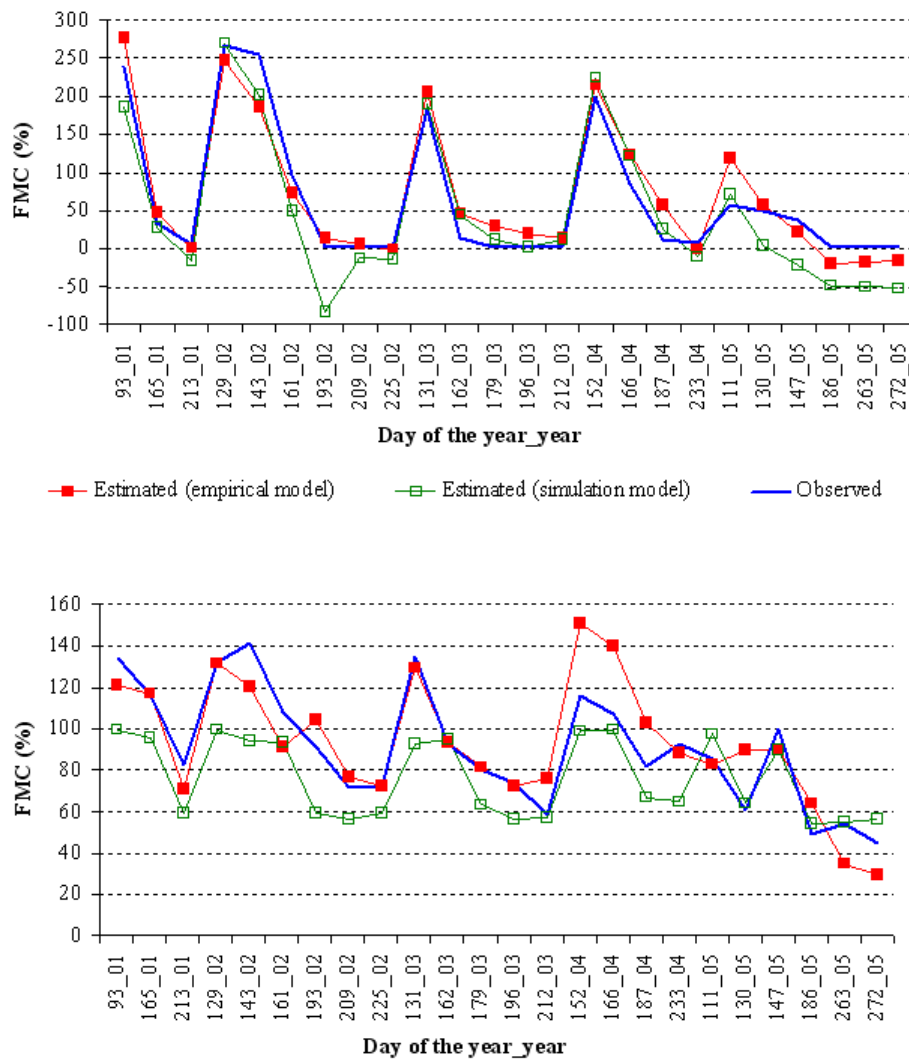


Figure 6. Temporal trends of FMC observed and estimated by both empirical and simulation models for grasslands (top) and shrublands (bottom)

DISCUSSION

This paper has compared the performance of empirical versus simulated reflectance data for estimating live FMC values. The pros and cons of each approach may be summarized in table 7. Empirical models, which have been extensively used in remotely sensed applications, generally provide an accurate estimation of the target variable, but are very costly to generate and have only local application. In the case of FMC estimation, empirical models can be generalized by using a wider set of input data, but it would imply an extensive field sampling effort.

Table 7. Summary of advantages and disadvantages of empirical and simulated data in FMC estimation

	SIMULATED DATA	EMPIRICAL DATA
Calibration difficulty	High (requires detailed parameterization)	Low
Time to generate the model	High	Medium
Cost	Medium (reduces field sampling, but increases input variables that should be measured to parameterize the model)	High (intense field sampling)
Indices selected	NIR-SWIR space	Red-NIR space
Auxiliary data	High (Sun-Illumination Angles, LAI, DM...)	Low (reflectance)
Robustness	High	Medium
Accuracy	Largely depend on range of input conditions and model assumptions	Largely depends on time series and spatial representativity of the sample

Estimations based on simulated data from RTM are a sound alternative to empirical approaches, providing a more physical basis to understand observed relationships. However, they are difficult to parameterize and have assumptions that are not always found in nature. They also present uncertainties in the inversion mode, since very similar reflectances can be derived from a different set of input parameters, which is the well known ill-posed inverse problem (Garabedian, 1964). Additionally, the physical models do not take into account ecophysiological relations, and therefore they might provide poor estimations when unrealistic combinations of input parameters are considered. Finally, the noise associated with the sensor and data processing (radiometric calibration and atmospheric correction) and illumination effects increase the uncertainties of the inversion process (Combal *et al.*, 2002).

This paper has shown a simple inversion technique based on MLR to retrieve FMC from MODIS data. This estimation has been compared to traditional empirical models in terms of accuracy and robustness.

The Pearson coefficient analysis between FMC values and vegetation indices carried out before the MLR analysis showed that all the red/NIR indices except GEMI correlated with grasslands FMC stronger than NIR/SWIR. This might be due to the fact that GEMI breakdowns with respect to soil noise at low vegetation covers (Qi *et al.*, 1994), which occurs mainly on summer time. On the other hand, NDVI was the only red/NIR index which correlated with shrubs FMC practically the same as GVMi and NDII, and higher for NDWI. The former was no expected, since others studies with finer spatial resolution sensors such as Landsat-TM (Chuvieco *et al.*, 2002) have reported lower correlations for NDVI than for NIR/SWIR indices. Therefore, our results might be

due to LAI or border effects present in the coarse spatial resolution of MODIS. Lower than expected correlations for NDWI as computed from MODIS/Terra band 5, should be caused by the radiometric problems of this sensor, that have been reported by several authors (Stow et al., 2005).

According to the previous analysis, regression models based on empirical data selected different variables to those based on simulated data. The former fittings tended to select indices based on the red/NIR space, such as NDVI or VARI, while the latter chose indices in the NIR/SWIR space, such as the NDII or GVMI for grasslands or shrublands, respectively. The reason for that should be related to the indirect effects of water content variations on plant physiological activity. VARI or NDVI do not include bands with water absorption features, but they were selected in the empirical models because they are very sensitive to chlorophyll and LAI variations, which follow leaf drying in many species, and particularly in grasslands (Nelson, 2001). These indirect effects are not so evident for shrublands (Nuñez Olivera, 1988), and therefore the empirical models selected also indices including SWIR bands, such as the GVMI. This index was also selected by the simulation model, since it is well adapted to water absorption features. In fact, it was initially designed as a water content index (Ceccato *et al.*, 2002), although it was intended for estimation of EWT (water per leaf area), and not for FMC (water per dry mass). However, with empirical data, the most explicative index was the VARI, which is a combination of blue, green and red reflectance, as it is proposed to estimate chlorophyll content of the upper canopy. The importance of VARI for FMC was also observed by other authors working in Mediterranean shrubs (Roberts et al., 2006; Stow et al., 2005).

NDII and GVMI, NIR/SWIR indexes, are selected in models based on simulation data. Red/NIR indices were not chosen because the indirect effects of water content on chlorophyll variations were not considered in the simulations, since the chlorophyll content was fixed. Chlorophyll content decrease with water deficit in *C. ladanifer* L., following an annual cycle with higher values in winter, lower in summer and intermediate in spring and autumn (Nuñez-Olivera et al. 1996; Gratani and Varone 2004). The reason behind selecting a fix chlorophyll value in the simulation was, that spring chlorophyll content can be attenuated under severe drought periods what can lead to slighter differences between spring and summer values (Valladares, personal communication). Year 2005 was specially dry in our study site (García 2007), therefore

average chlorophyll values for spring and summer were not significantly different (ANOVA, $p > 0.05$). Late spring is the period of maximum leaf shedding in *C. ladanifer* L., and hence mature leaves sampled during those days showed the relatively low chlorophyll content typical of senescent leaves (Nuñez-Olivera et al. 1996). Regarding grasslands, Billore and Mall (1976) found a clear bell-shape curve in chlorophyll content, with the peak just after the rain season, so more variations in chlorophyll content are likely to be found between spring and summer. Future work should be done to consider these variations in the grassland simulations and see if the models derived changes the tendency to choose indices including SWIR bands towards Red/NIR.

LAI variations were included in the grassland model, which is indirectly related to variations of red/NIR reflectance. LAI and DM as external variables were introduced in the simulation data model based on the rules used to avoid unrealistic combinations and previous experience with RTM inversion software (Rueda, 2001), which only offered good results when LAI and DM were fixed. In this way the final simulated derived models account for variation in these two parameters.

Both modeling approaches provided good estimations of grasslands and shrublands FMC, but those based on simulated data offered a lower standard error. Negative estimations of the grassland models were not considered a serious problem, since they occurred with actual FMC values below 30%, where these fuels can be considered as dead fuels (Nelson, 2001). In integrated systems of fire risk indices, the dead FMC estimation is carried out by means of meteorological indices; therefore, a filter could avoid these negative estimations to address this error. Therefore, the model based on simulated data should be considerable more suitable because it has a tendency to under-estimates FMC whereas the empirical model over-estimates FMC in the driest periods. From the fire prevention point of view, over-estimation is considered less desirable since it would tend to reduce the fire risk rating, although false alarms are also undesirable.

Some problems with the model derived from simulated data, especially those related to shrublands estimation, might be improved with the use of a wider range of parameters, or other inversion strategies, that will be considered in the near future. Additionally, new RTM better adapted to forested areas, such as geometrical or mixed geometrical-turbid medium models,

such as GORT, DART, GEOSAIL (Pinty et al., 2004), may provide better inversion in shrublands as well as extending our efforts to tree-covered areas. The generalizing power of these simulation models remains to be proven, by extending the validation sample to other study areas, which we will also plan to perform in the near future.

CONCLUSIONS

Developing an operational methodology of FMC estimation is a key factor for fire risk assessment. Remote sensing offers operational tools to monitor this FMC evolution. The first results that compare the effectiveness of FMC estimations from empirical methods and those based on simulated data for two representative vegetation types (Mediterranean grassland and shrublands) were covered in this paper. The model based on empirical data offered reasonable results and it was easy to compute. The model based on simulation data, was more complex to generate, but proved more robust when several calibration samples were selected.

Further studies should test whether these models are applicable in other sites with similar environmental characteristics.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research has been funded by the Firemap project (CGL2004-060490C04-01/CLI) and the Spanish Ministry of Education and Science by means of the FPU grant program which supports Marta Yebra. We would like to give special thanks to the authorities of the Cabañeros National Park and a large list of colleagues involved in the fieldwork. Suggestions and comments from Seth Peterson of UC Santa Barbara, Mark Danson of the University of Salford, Fernando Valladares (Centro de Ciencias Medioambientales, C.S.I.C.) and two anonymous reviewers are also acknowledged.

REFERENCES

- Ahern, F.J., Goldammer, J.G. and Justice, C.O. (Editors), 2001. Global and Regional Vegetation Fire Monitoring from Space: Planning a coordinated international effort. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Baeza, M.J., Luis, M.D., Raventos, J. and Escarre, A., 2002. Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Journal of Environmental Management*, 65: 199-208.
- Billore, S.k., & Mall, L.P. (1976). Seasonal variation in chlorophyll content of a grassland community. *Trop. Ecol.*, 17, 39-44

- Blackmarr, W.H. and Flanner, W.B., 1968. Seasonal and diurnal variation in moisture content of six species of Pocosin shrubs. SE-33, Southeastern Forest Experiment Station, U.S. Forest Service, Asheville.
- Bowyer, P. and Danson, F.M., 2004. Sensitivity of spectral reflectance to variation in live fuel moisture content at leaf and canopy level. *Remote Sensing of Environment*, 92: 297-308.
- Boyer, J.S., 1995. Measuring the water status of plants and soils. Academic Press, INC., 178 pp.
- Burgan, R.E., Klaver, R.W. and Klaver, J.M., 1998. Fuel models and fire potential from satellite and surface observations. *International Journal of Wildland Fire*, 8(3): 159-170.
- Camia, A., Bovio, G., Aguado, I. and Stach, N., 1999. Meteorological fire danger indices and remote sensing. In: E. Chuvieco (Editor), *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 39-59.
- Ceccato, P., Flasse, S., Tarantola, S., Jacquemoud, S. and Grégoire, J.M., 2001. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 77: 22-33.
- Ceccato, P., Gobron, N., Flasse, S., Pinty, B. and Tarantola, S., 2002. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment*, 82: 188-197.
- Chen, D., 2005. Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 98: 225-236.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Cocero, D. and Riaño, D., 2003a. Design of an Empirical Index to Estimate Fuel Moisture Content from NOAA-AVHRR Analysis In Forest Fire Danger Studies. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8): 1621-1637.
- Chuvieco, E., Allgöwer, B. and Salas, F.J., 2003b. Integration of physical and human factors in fire danger assessment. In: E. Chuvieco (Editor), *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data*. World Scientific Publishing, Singapore, pp. 197-218.
- Chuvieco, E., Cocero, D., Aguado, I., Palacios-Orueta, A. and Prado, E., 2004a. Improving Burning Efficiency Estimates through Satellite Assessment of Fuel Moisture Content. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, 109, D14S07, doi:10.1029/2003JD003467: 1-8.
- Chuvieco, E. et al., 2004b. Combining NDVI and Surface Temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 92: 322-331.
- Chuvieco, E., Riaño, D., Aguado, I. and Cocero, D., 2002. Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 23(11): 2145-2162.
- Combal, B. et al., 2002. Retrieval of canopy biophysical variables from bidirectional reflectance using prior information to solve the ill-posed inverse problem. *Remote Sensing of Environment*, 84: 1-15.
- Datt, B., 1999. Remote Sensing of Water Content in Eucalyptus Leaves. *Australian Journal of Botany*, 47: 909-923.
- Doerr, S.H. et al., 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 319: 295-311.
- Fang, H. and Liang, S., 2003. Retrieving Leaf Area Index With a Neural Network Method: Simulation and Validation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(9): 2052-2062.
- Fosberg, M.A. and Schroeder, M.J., 1971. Fine herbaceous fuels in fire danger rating, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado.
- Fourty, T. and Baret, F., 1997. Vegetation water and dry matter contents estimated from top-of-the-atmosphere reflectance data: a simulation study. *Remote Sensing of Environment*, 61: 34-45.
- Gao, B.C., 1996. NDWI. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58: 257-266.
- Garabedian, P., 1964. Partial differential equations. New York, 1964, John Wiley. 672 pp.
- García, M. (2007). Estimación y cartografía del contenido de humedad del combustible vivo a partir de imágenes NOAA/AVHRR. In, Departamento de Geografía. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá

- Gitelson, A., Kaufman, J.Y., Stark, R. and Rundquist, D., 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*, 80: 76-87.
- Gobron, N. et al., 2000. Potential of multiangular spectral measurements to characterize land surfaces: Conceptual approach and exploratory application. *Journal of Geophysical Research*, 105(D13): 17539-17549
- Gratani, L., & Varone, L. (2004). Leaf key traits of *Erica arborea* L., *Erica multiflora* L. and *Rosmarinus officinalis* L. co-occurring in the Mediterranean maquis. *Flora*, 199, 56-69.
- Huete, A. et al., 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: 295-309.
- Hunt, E.R. and Rock, B.N., 1989. Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, 30: 43-54.
- Jacquemoud, S. and Baret, F., 1990. PROSPECT: A Model of Leaf Optical Properties Spectra. *Remote Sensing of Environment*, 34: 75-91.
- Jacquemoud, S. and Ustin, S.L., 2003. Application of radiative transfer models to moisture content estimation and burned land mapping. In: E. Chuvieco and M.P. Martín (Editors), Fourth international workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management. Innovative concepts and methods. University of Ghent, Ghent, pp. 1-10.
- Johnson, E.A. and Miyanishi, K., 2001. Forest fires: behavior and ecological effects. Academic Press, San Diego, Calif., xvii, 594 pp.
- Knyazikhin, Y. et al., 1999. MODIS Leaf Area Index (LAI) And Fraction Of Photosynthetically Active Radiation Absorbed By Vegetation (FPAR) Product (MOD15). Algorithm Theoretical Basis Document. <http://eosps.nasa.gov/atbd/modistables.html>.
- Lawson, B.D. and Hawkes, B.C., 1989. Field Evaluation of Moisture Content Model for Medium-Sized Logging Slash, 10th Conference on Fire and Forest Meteorology, Ottawa, Canada, pp. 247-257.
- Leone, V. et al., 2003. The human factor in fire danger assessment. In: E. Chuvieco (Editor), Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data. Series in Remote Sensing, vol. 4. World Scientific Publishing, Singapore, pp. 143-196.
- Liang, S., 2004. Quantitative remote sensing for land surface characterization. Wiley, Hoboken, NJ, xxvi, 534 pp.
- Naveh, Z., 1989. Fire in the Mediterranean. A landscape ecological perspective. In: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (Editors), 3rd International Symposium on Fire Ecology. Fire in Ecosystem Dynamics. SPB Academic Publishing, bv., Freiburg, Germany, pp. 1-20.
- Nelson, R.M., 2001. Water Relations of Forest Fuels. In: E.A. Johnson and K. Miyanishi (Editors), Forest fires : behavior and ecological effects. Academic Press, San Diego, Calif., pp. 79-149.
- Núñez Olivera, E., 1988. Ecología del jaral de *Cistus ladanifer*, Universidad de Extremadura.
- Núñez-Olivera, E. and Escudero García, J.C., 1990. Índice de esclerofilia, área media foliar y contenido de clorofilas en hojas maduras de "*Cistus ladanifer*" L. Variaciones estacionales. *Studia Oecológica*, VII: 63-75.
- Núñez-Olivera, E., Martínez-Abaigar, J. and Escudero, J.C., 1996. Adaptability of leaves of *Cistus ladanifer* to widely varying environmental conditions. *Functional Ecology*, 10(5): 636-646.
- Palacios-Orueta, A., Chuvieco, E., Parra, A. and Carmona-Moreno, C., 2005. Biomass burning emissions: A review of models using remote-sensing data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 104(1-3): 189-209.
- Paltridge, G.W. and Barber, J., 1988. Monitoring grassland dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*, 25: 381-394.
- Pinty, B. and Verstraete, M.M., 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101: 15-20.
- Pinty, B. et al., 2004. Radiation Transfer Model Intercomparison (RAMI) exercise: Results from the second phase. 109(D6): D06210, doi:10.1029/2003JD004252.
- Pompe, V. and Vines, R.G., 1966. The influence of moisture on the combustion of leaves. *Australian Forestry*, 30: 231 - 241.
- Qi, J., Kerr, Y. and Chehbouni, A., 1994. External factor consideration in vegetation index development. In: ISPRS (Editor), Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing, pp. 723-730.

- Riaño, D., Vaughan, P., Chuvieco, E., Zarco-Tejada, P. and Ustin, S.L., 2005. Estimation of Fuel Moisture Content by Inversion of Radiative Transfer Models to Simulate Equivalent Water Thickness and Dry Matter Content: Analysis at Leaf and Canopy Level. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(4): 819-826.
- Roberts, D.A., Peterson, S., Dennison, P.E., Sweeney, S. and Rechel, J., 2006. Evaluation of Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS) measures of live fuel moisture and fuel condition in a shrubland ecosystem in southern California. *Journal of Geophysical Research*, 111: G04S02, doi:10.1029/2005JG000113.
- Rouse, J.W., Haas, R.W., Schell, J.A., Deering, D.H. and Harlan, J.C., 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation, NASA/GSFC, Greenbelt, MD. USA.
- Rueda, C.A., 2001. CSTARS Radiative Transfer Model Repository Project, Davis.
- Saich, P., Lewis, P. and Disney, M.I., 2003. Biophysical parameter retrieval from forest and crop canopies in the optical and microwave domains using 3D models of canopy structure, *Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS '03*. . IEEE International. Toulouse, pp. 3546- 3548
- Sepulcre-Canto, G. et al., 2006. Detection of water stress in an olive orchard with thermal remote sensing imagery. *Agricultural and Forest Meteorology*, 136(1): 31-44.
- SPSS, 2004. SPSS Base Users Guide. SPSS Inc.
- Stow, D., Niphadkar, M. and Kaiser, J., 2005. MODIS-derived visible atmospherically resistant index for monitoring chaparral moisture content. *International Journal of Remote Sensing*, 26(17): 3867-3873.
- Trowbridge, R. and Feller, M.C., 1988. Relationships between the moisture content of fine woody fuels in lodgepole pine slash and the Fine Fuel Moisture Code of the Canadian Forest Fire Weather Index System. *Canadian Journal of Forest Research*, 18: 128-131.
- Valladares, F., 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A, Madrid.
- Vega-García, C. and Chuvieco, E., 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to Landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 21(4): 595-605.
- Verhoef, W., 1984. Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: the SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, 16: 125-141.
- Vermote, E.F. and Vermeulen, A., 1999. Atmospheric correction algorithm: Spectral Reflectances (MOD09), ATDB version 4.0.
- Viegas, D.X., Piñol, J., Viegas, M.T. and Ogaya, R., 2001. Estimating live fine fuels moisture content using meteorologically-based indices. *International Journal of Wildland Fire*, 10: 223-240.
- Viegas, D.X., Viegas, T.P. and Ferreira, A.D., 1992. Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in central Portugal. *The International Journal of Wildland Fire*, 2(2): 69-85.
- Wellburn, A.R., 1994. The Spectral Determination of Chlorophylls a and b, as well as Total Carotenoids, Using Various Solvents with Spectrophotometers of Different Resolution. *Journal of Plant Physiology*, 144: 307-313.
- Willmott, C.J., 1982. Some Comments on the Evaluation of Model Performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 63: 1309-1313.
- Yebra, M., de Santis, A. and Chuvieco, E., 2005. Estimación del peligro de incendios a partir de teledetección y variables meteorológicas: variación temporal del contenido de humedad del combustible". *Recursos Rurais*, 1: 9-19.
- Zarco-Tejada, P.J., Rueda, C.A. and Ustin, S.L., 2003. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment*, 85: 109-124.



CAPÍTULO 3: COMPARACIÓN DE MODELOS EMPÍRICOS Y DE TRANSFERENCIA RADIATIVA PARA ESTIMAR CONTENIDO DE HUMEDAD DE PASTIZALES: PODER DE GENERALIZACIÓN

Publicación correspondiente:

Yebra, M., E. Chuvieco y I. Aguado (2008b): Comparación entre modelos empíricos y de transferencia radiativa para estimar contenido de humedad en pastizales: poder de generalización. Revista de Teledetección, 29: 73-90.

La paciencia es amarga,
pero su fruto es dulce.

Jean-Jacques Rousseau

COMPARACIÓN DE MODELOS DE TRANSFERENCIA RADIATIVA Y EMPIRICOS PARA ESTIMAR CONTENIDO DE HUMEDAD DE PASTIZALES: PODER DE GENERALIZACIÓN.

RESUMEN

El contenido de humedad de la vegetación (FMC, porcentaje de peso seco) es una variable clave de diversas aplicaciones, muchas de las cuales precisan un conocimiento a nivel global. Por ello, se precisa calibrar modelos de estimación del FMC con alta representatividad espacial y poder de generalización. La teledetección espacial se muestra como una de las fuentes de información más idónea al respecto. Existen principalmente dos tipos de modelos que relacionan información extraída de imágenes satélite con el FMC: empíricos y teóricos. Los primeros son muy dependientes de los datos usados en la calibración y las condiciones bajo las cuales se tomaron, por lo que tienen escaso poder de generalización. Los teóricos, tienen una fuerte base física (generalmente la teoría de transferencia radiativa, de ahí que se denominen modelos de transferencia radiativa, RTM) por lo que permiten aplicarse a muy diversas condiciones. Sin embargo, para obtener estimaciones precisas, estos modelos deben ser adecuadamente parametrizados con datos de campo y considerar información auxiliar, lo que podría comprometer su potencial de generalización. El objetivo de este trabajo es comparar el modelo empírico y el RTM propuesto por Yebra et al. (2008) en términos de poder de generalización. Para ello, se ha empleado una muestra de validación compuesta por 92 observaciones de FMC y datos radiométricos tomados por el sensor Terra-MODIS, correspondientes a seis zonas de validación (dos en España y cuatro en Australia). Los resultados obtenidos muestran que cuando los modelos se aplican a pastizales similares a los de la zona de calibrado, las precisiones del modelo empírico y RTM son similares (RMSE=41,39 y 43,44% frente 38,23 y 33,83%, para el modelo empírico y RTM, respectivamente). Sin embargo, cuando dichos modelos se aplican a zonas con pastizales de diferentes características o a periodos del año diferentes, el RTM supera en precisión al modelo empírico (RMSE=38,93 y 61,66% frente 11,27 y 19,37%, para el modelo empírico y RTM, respectivamente), lo que demuestra el mayor poder de generalización del RTM.

Palabras clave: Contenido de agua, FMC, Riesgo de incendio, Modelos empíricos, Modelos de transferencia radiativa, Teledetección.

ABSTRACT

Comparison of empirical and radiative transfer models for water content estimation in grassland: generalizing power.

Vegetation water content (FMC, dry weight percentage) is a key variable in various applications, many of which require a global knowledge. Because of that, the calibration of highly generalizing power models to estimate this variable is required. Remote sensing is one of the sources of information more suitable in that respect. There mainly exist two kinds of models who relate remote sensed data to FMC: empirical and theoretical. The empirical models are highly dependent of the data used in the calibration phase and the conditions under which those data were collected. Therefore, these models have low generalizing power. The RTM have a strong physical base (generally the radiative transfer theory, that is why they are so-called Radiative Transfer Models, RTM) so they can be applied to more diverse conditions. However, if accurate estimations are required, they must be properly parameterized with field data and include auxiliary information, what may affect their generalizing potential. The objective of this paper is to compare the performance of the empirical model and the RTM proposed by Yebra et al. (2008) in terms of generalizing power. To do this, a validation sample of 92 observations of field measured FMC and their corresponding Terra-MODIS data was used. These datasets correspond to seven grassland plots located in Spain and eight in Australia. The results show that both models offer similar accuracy levels when applying to grassland with analogous types of vegetation to the calibration site (RMSE=41.39 y 43.44% against 38.23 and 33.83%, empirical and RTM, respectively). Nevertheless, the RTM offers greater accuracy than the empirical model when the models are applied to grassland with different characteristics to those of the calibration site (RMSE=38.93 y 61.66% against 11.27 y 19.37%, empirical and RTM, respectively), which supports the hypothesis that the RTM has more generalizing power.

Keywords: Water content, FMC, Fire Risk, Empirical models, Radiative Transfer Models, Remote sensing.

INTRODUCCIÓN

La estimación del contenido de humedad de la vegetación tiene múltiples aplicaciones. Por ejemplo, en el ámbito de la agricultura, resulta clave para mejorar la gestión del riego (Sepulcre-Cantó et al., 2006). En el campo del análisis del riesgo de incendios, el contenido en humedad del combustible (FMC, del inglés Fuel Moisture Content, (1)) es una de las variables más importantes en la estimación de condiciones de peligro, ya que afecta a la ignición y posterior propagación del fuego (Burgan et al. 1998; Van Wagner 1967). Asimismo, el FMC afecta notablemente a la aplicación de algunos tratamientos preventivos, como la reducción del combustible mediante fuegos prescritos (Mbow et al. 2004), y es clave para mejorar la estimación de emisiones, ya que está relacionado con la intensidad de la quema (Chuvienco et al. 2004a).

$$FMC(\%) = \frac{P_f - P_s}{P_s} \times 100 \quad (1)$$

donde P_f = peso fresco y P_s = peso seco.

Este amplio abanico de aplicaciones implica escalas de estudio desde locales y regionales a globales. Así por ejemplo, la planificación de una quema prescrita implica el conocimiento del FMC a nivel local o regional, mientras que el análisis del riesgo de incendio para el establecimiento de directrices de gestión a nivel internacional, precisa una estimación global. Por tanto, resulta fundamental disponer de métodos de estimación de FMC que puedan ser aplicables a cualquier escala (Strahler et al. 1986).

La teledetección espacial se muestra como una de las fuentes de información más idónea para abordar la estimación de variables de la vegetación a nivel global, ya que proporciona una observación planetaria, repetitiva y consistente de la cubierta vegetal (Chuvienco 2008). Debido a que disminuciones en el FMC de los combustibles vivos tienen efectos directos e indirectos en la forma en la que éstos reflejan o emiten energía, imágenes de satélite tomadas por sensores remotos pueden ser empleadas para estimar FMC. Generalmente, los datos de la imagen más empleados para estimar FMC son índices de vegetación diseñados para minimizar la influencia de perturbaciones como las debidas al suelo y a las condiciones atmosféricas. Estos índices habitualmente se clasifican en:

1. *Índices de humedad*, basados en los efectos directos que una disminución del FMC tiene sobre la reflectividad y, por tanto, computados a partir del infrarrojo de onda corta (SWIR, del inglés *Short Wave Infrared*, 1,2 a 2,2 μm), donde el agua presenta una fuerte absorción y el infrarrojo cercano (IRC, 0,7 a 1 μm) que se utiliza para normalizar, ya que es relativamente insensible al agua (Ceccato et al. 2002b; Gao 1996).
2. *Índices de verdor*, basados en los efectos indirectos que una disminución en el FMC tiene sobre el contenido en clorofila de la vegetación y, por tanto, computados a partir de las bandas del rojo (0,6 a 0,7 μm) y el infrarrojo cercano, donde la clorofila tiene alta y baja absorción, respectivamente.

Ahora bien, es preciso obtener algún modelo que relacione estos índices extraídos de la imagen con el FMC. Existen principalmente dos tipos de modelos: empíricos y teóricos. En los últimos años se han publicado numerosos trabajos que utilizan modelos empíricos calibrados con medidas de FMC en campo y datos de reflectividad o índices de vegetación derivados de sensores remotos de alta resolución radiométrica o espacial (Chuvieco et al. 2002; Colombo et al. 2008; Jackson et al. 2004). También se han empleado imágenes de baja resolución espacial pero alta frecuencia, como las adquiridas por el AVHRR (del inglés *Advanced Very High Resolution Radiometer*) del satélite NOAA (Chuvieco et al. 2004b; Kogan et al. 2003) y, más recientemente, el MODIS (del inglés *Moderate Resolution Imaging Spectrometer*), a bordo de los satélites Terra y Aqua (Dennison et al. 2005). No obstante, el principal problema de estos modelos empíricos es su escaso poder de generalización, ya que son muy dependientes de los datos usados en la calibración y las condiciones bajo las cuales se tomaron. En este sentido, Roberts et al. (2006) demostraron que el ajuste lineal entre valores de FMC de especies de matorral de California y diversos índices derivados de imágenes MODIS variaba considerablemente dependiendo del tipo de vegetación dominante en la zona y las características climáticas del año considerado. Por ello, para poder obtener un modelo empírico generalizable sería necesario disponer de bases de datos de FMC globales que incluyesen la mayor cantidad posible de condiciones (años húmedos/secos, diferentes especies, etc.), lo que resulta muy complejo teniendo en cuenta el alto esfuerzo y presupuesto que precisa llevar a cabo muestreos de FMC. Por tanto, el empleo de modelos empíricos queda limitado a aplicaciones locales o regionales.

Los modelos teóricos pretenden establecer relaciones de validez general, lo más independiente posible de unas determinadas condiciones, a partir de la relación física entre el FMC y la radiancia de la imagen. Por ello, tienen una fuerte base física y permiten aplicarse (adecuadamente parametrizados) a muy diversas condiciones (Privette et al. 1996). Dentro de la amplia gama de modelos desarrollados (Goel 1988), los más empleados son aquellos basados en la ecuación de transferencia radiativa (RTM, del inglés Radiative Transfer Models). Estos modelos pueden emplearse de forma directa, introduciendo sus correspondientes parámetros de entrada para simular la reflectividad resultante, o inversa, en donde se estiman los parámetros de entrada a partir de la reflectividad medida por el sensor. Tanto de forma directa como inversa, los RTM se han empleado en los últimos años para estimar contenido en humedad de la vegetación (Zarco-Tejada et al. 2003; Ceccato et al. 2002a). Generalmente, la forma directa ayuda a diseñar nuevos índices de vegetación sensibles a variaciones en el FMC, que posteriormente pueden ser utilizados para la estimación de dicha variable. Por su parte, la forma inversa permite estimar FMC mediante un ajuste de los parámetros del modelo hasta que los espectros modelados de forma directa se ajusten a los observados, extrayéndose de ahí los parámetros de entrada que mejor simulan las condiciones observadas. Ahora bien, para que dicho ajuste sea correcto y la estimación precisa, se debe emplear información auxiliar para controlar alguno de los parámetros del modelo, ya que, por naturaleza, la inversión no es singular (un determinado valor de reflectividad puede obtenerse a partir de distintas combinaciones de parámetros de entrada la inversión).

En resumen, cada modelo tiene sus ventajas e inconvenientes, por lo que resulta necesario realizar una comparación para verificar qué modelo es más robusto y preciso cualquiera que sea la zona de estudio en el que se aplique, es decir que modelo es generalizable a otras áreas.

Yebra et al. (2008) compararon las estimaciones de FMC obtenidas con modelos empíricos y RTM para especies de pastizal y matorral mediterráneo mediante el empleo de datos de reflectividad del sensor MODIS. Dicha comparación se realizó en términos de robustez de los modelos calibrados y precisión de las estimaciones en 5 parcelas (3 de matorral y 2 de pastizal) ubicadas en el Parque Nacional de Cabañeros, (PNC). En lo que a la precisión de las estimaciones de FMC de pastizales se refiere, los autores concluyeron que sendos modelos

proporcionan estimaciones de precisión similar (RMSE de 28,39 y 24,57%, empírico y RTM, respectivamente), si bien el RTM tiende a subestimar el FMC mientras que el modelo empírico a sobreestimar. También señalaron que en los periodos estivales con $FMC < 30\%$, los modelos pueden estimar valores de FMC negativos que deben ser filtrados. Estas estimaciones negativas no fueron consideradas defectos del modelo debido a que con $FMC < 30\%$ los pastos se consideran combustible muerto y por lo tanto, la estimación del FMC debería llevarse a cabo mediante técnicas más adecuadas para este tipo de combustibles como el uso de índices meteorológicos (Aguado et al. 2007).

En consecuencia, Yebra et al. (2008) demostraron que el RTM estima el FMC de pastizales con precisión similar a los modelos empíricos, si bien las subestimaciones del primero eran preferibles a las sobrestimaciones del segundo, sobretodo desde el punto de vista de la estimación de condiciones de riesgo de incendio. Sin embargo, no verificaron si dicha afirmación seguía siendo cierta al validar los modelos en zonas de diferentes características a la de calibrado, lo que tampoco ha sido verificado en ningún otro trabajo.

El objetivo de este estudio es comparar los modelos empíricos y RTM calibrados en el citado trabajo en términos de poder de generalización empleando para ello mediciones de FMC y datos radiométricos tomados en zonas de pastizales caracterizadas por diferente composición de especies y estructura y durante diferentes estaciones del año. El objetivo final es determinar que modelo es el más adecuado para desarrollar una metodología global, operativa y precisa de estimación de FMC de pastizales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Modelo empírico y RTM de estimación de FMC.

Para la estimación del FMC se ha seleccionado el modelo empírico y RTM propuesto por Yebra et al. (2008) para coberturas de pastizal.

El modelo empírico (2) fue calibrado mediante un análisis de regresión lineal múltiple entre valores de FMC y diversos índices de vegetación derivados de imágenes Terra-MODIS. Dichos valores fueron tomados en tres parcelas de pastizal ubicadas en el PNC durante los años 2001-2005 y los meses abril a septiembre (tabla 1).

$$FMC_{EMPIRICO} = -161,112 + 650,226 \times NDVI \quad (2)$$

donde NDVI (del inglés Normalized Difference Vegetation Index) es un índice de verdor

$$\text{formulado como } NDVI = \frac{IRC - R}{IRC + R} \text{ (Rouse et al. 1974).}$$

Por su lado, para establecer la relación teórica entre FMC e información radiométrica, Yebra et al. (2008) seleccionaron los modelos PROSPECT (Jacquemoud 1990) y SAILH (Verhoef 1984). El primero es un RTM que simula la reflectividad y transmisividad de la hoja en el espectro solar (entre 400 y 2500 nm.) a partir de cuatro parámetros de entrada (N, parámetro estructural; C_{a+b} , contenido en clorofila a y b; EWT, espesor equivalente de agua y DMC, contenido en materia seca). El segundo, permite simular la reflectividad a nivel de dosel teniendo en cuenta la reflectividad y transmisividad de la hoja (simulada por PROSPECT), la reflectividad del suelo, el índice de área foliar (LAI, del inglés *Leaf Area Index*), la distribución angular de las hojas (LADF, del inglés *Leaf Angle Distribution Function*), el aporte de radiancia difusa por parte de la atmósfera y los ángulos de observación e iluminación.

Los modelos PROSPECT y SAILH fueron calibrados para la estimación de FMC en tres etapas:

1. *Parametrización* o definición del rango de variación de cada uno de los parámetros de entrada en base a mediciones realizadas en el PNC y otros valores de referencia encontrados en la bibliografía.
2. *Uso directo* de los modelos para simular, dentro del rango anteriormente definido para cada parámetro, tantos espectros como combinaciones posibles entre parámetros.
3. *Análisis de regresión lineal múltiple* con los datos simulados. En este caso el FMC correspondiente a cada espectro simulado fue calculado a partir de los parámetros EWT y DMC del modelo PROSPECT (3). Como variables independientes se consideraron la reflectividad simulada, diversos índices de vegetación derivados y el LAI. Este último parámetro del modelo SAILH se consideró en el ajuste con el objetivo de disminuir la posibilidad de estimaciones no singulares.

$$FMC(\%) = \frac{EWT}{DMC} \times 100 \quad (3)$$

El modelo finalmente derivado de los RTM fue el siguiente:

$$FMC_{RTM} = -6,74 + 296,751 \times NDII_6 + 131,41 \times LAI \quad (4)$$

donde $NDII_6$ (del inglés, *Normalized Difference Infrared Index*) es el índice de humedad

formulado como $NDII_6 = \frac{IRC - SWIR}{IRC + SWIR}$ (Hunt y Rock 1989)

Cabe resaltar que, si bien sendos modelos parecen similares, hay dos diferencias fundamentales:

1. El ajuste de los coeficientes del RTM tiene base física (la teoría de transferencia radiativa), ya que se realizó mediante un análisis de regresión múltiple con datos simulados con los modelos PROSPECT y SAILH, mientras que los coeficientes del modelo empírico, tienen base empírica por realizarse con datos de FMC y radiométricos observados.
2. La estimación de FMC mediante el modelo empírico es indirecta y basada en cambios en el C_{a+b} que se producen cuando el pasto varía su FMC, ya que considera un índice de verdor, mientras que la estimación con el RTM, será directa y, en principio únicamente basada en cambios en el FMC per se, ya que incluye un índice de humedad y el LAI.

Parcelas y zonas de validación

Se localizaron 7 parcelas de pastizal en España y 8 en Australia todas ellas en zonas relativamente llanas y con extensión suficiente como para ser representativas de observaciones de satélite de sensores de baja resolución espacial (tabla 1).










De las siete parcelas ubicadas en España, tres se encuentran en la Comunidad Autónoma de Castilla y León (CL), en las provincias de Ávila y Segovia, y cuatro en la Comunidad Autónoma de Madrid (CAM), lo que implica un alejamiento de 200 a 500 km. de la zona de calibrado de los modelos (PNC). Por su lado, las ocho parcelas de pastizales australianos, están ubicadas en los estados de Nueva Gales del Sur (NSW, del inglés *New South West*), Australia Occidental (WA, del inglés *Western Australia*) y en el Territorio de la Capital Australiana (ACT, del inglés *Australian Capital Territory*).

Tabla 1. Localización de las zonas de validación y calibración y descripción de los muestreos de campo.

ZONAS VALIDACIÓN Y CALIBRACIÓN							
ZONA	PAÍS	REGIÓN	LOCALIDAD	COORDENADAS	AÑO	PERIODO	OBS
PNC	España	CM	Ciudad Real	39,3671 N, 4,51765 O	01-05	abr.- sept.	70
1	España	CAM	Guadalix Sierra	40,7768 N, 3,70900 O	01-02	abr.- sept.	20
	España	CAM	Navalagamella	40,4493 N, 4,14290 O	01-02	abr.- sept.	
	España	CAM	Colmenar Arroyo	40,4397 N, 4,17853 O	01-02	abr.- sept.	
	España	CAM	Robledo Chavela	40,5117 N, 4,15692 O	01-02	abr.- sept.	
2	España	CL	Urraca- Miguel	40,6705 N, 4,56072 O	01-02	abr.- sept.	21
	España	CL	El Espinar	40,6920 N, 4,40686 O	01-02	abr.- sept.	
	España	CL	Torrecaballeros	40,9928 N, 4,00517 O	01-02	abr.- sept.	
3	Australia	ACT	Tidbinbilla	35,4191 S, 148,9486 E	06-07	sept.-marz.	6
	Australia	ACT	Majura	35,2777 S, 149,1966 E	06-07	sept.-marz.	9
4	Australia	NSW	Braidwood 1	35,4172 S, 149,7997 E	06-07	sept.-marz.	9
	Australia	NSW	Braidwood 2	35,4063 S, 149,8032 E	06-07	sept.-marz.	
5	Australia	WA	Parry Lagoons	15,5866 S, 128,234 E	06-07	abr.-ag.	12
6	Australia	WA	Silent Grove 1	17,0629 S, 125,261 E	06-07	abr.-ag.	9
	Australia	WA	Silent Grove 2	17,1309 S, 125,373 E	06-07	abr.-ag.	
	Australia	WA	Mt. Hart	17,0297 S, 125,1159 E	06-07	abr.-ag.	

Con el objetivo de simplificar la presentación e interpretación de los resultados, las 15 parcelas fueron agrupadas en seis zonas de validación, en función del tipo de pastizal (similar composición de especies y estructura) y la cercanía (similitud en cuanto a condiciones climáticas dentro de una misma zona). En la tabla 2 se presenta una breve descripción de las parcelas agrupadas en cada zona.

Tabla 2. Descripción de las parcelas de la zona de calibrado (PNC) y las zonas de validación de los modelos. A modo ilustrativo, se muestra una fotografía de una de las parcelas de cada zona, excepto para la zona de calibrado que se muestran tres fotografías tomadas en tres fechas diferentes.

ZONA CALIBRACIÓN (P.N. de Cabañeros)		
Pastizales terofíticos constituidos mayoritariamente por especies anuales y adeshados con encinas.		
Abril 2005	Mayo 2005	Agosto 2005
		
ZONAS VALIDACIÓN		
ZONA 1 (Navalagamella, septiembre 2001) Pastizales similares a los del PNC si bien con mayor cobertura de encinas.	ZONA 2 (El Espinar, septiembre 2001) Pastizales de composición similar a los del PNC pero ocupando cultivos abandonados o barbechos (sin cobertura leñosa).	ZONA 3 (Majura, noviembre 2006) Pastizales pastoreados por canguros y con suelos ricos en nitrógeno. La fracción de cobertura es baja y las especies de pastizal son nitrófilas.
		
ZONA 4 (Braidwood, noviembre 2006) Pastizales similares a los de la zona 3 pero pastoreados por ganado vacuno. La fracción de cobertura es baja.	ZONA 5 (Parry Lagoons, mayo 2006) Pastizales similares a los del PNC si bien adeshados con eucaliptos.	ZONA 6 (Mt Hart Sandstone, mayo 2006) Pastizales similares a los de la zona 5 si bien alejados unos 370 km y con menor cobertura de eucaliptos.
		

De esta manera, se contó con un abanico de pastizales suficientemente diverso como para llevar a cabo el ejercicio de validación.

Muestreos de campo

Los muestreos de campo en las zonas de validación 1 y 2 (España) fueron realizados en el marco del proyecto Firerisk del Grupo de Investigación en Teledetección Ambiental de la Universidad de Alcalá (<http://www.geogra.uah.es/firerisk/index.html>, mayo 2008) durante los años 2001 y 2002 y los meses de abril a septiembre. Todos los muestreos fueron realizados bajo el protocolo seguido en el PNC. De esta forma, cada 8 ó 16 días y a la hora de mínimo FMC (entre las 12:00 y las 16:00 horas), se recolectaron tres muestras de pastizal de peso comprendido entre 50 y 100 gr. Las muestras así recogidas se introdujeron en sobres de papel, y se pesaron en campo (peso fresco). Posteriormente, fueron llevadas a laboratorio y secadas en una estufa durante 48h a 60° C, para obtener el peso seco. Los valores de humedad se expresaron como FMC según la expresión (1). Una descripción más detallada del trabajo de campo realizado puede encontrarse en (Chuvieco et al. 2004b).

Por su lado, los muestreos de FMC en los pastizales australianos (zonas de 3 a 6) fueron llevados a cabo durante los años 2006 y 2007 en el marco del proyecto de seguimiento de la senescencia del pasto ("*Grassland Curing Project*") por el Grupo de Investigación en Incendios Forestales del "CSIRO Forest Biosciences" (Canberra, ACT, Australia). En este caso, las muestras fueron recogidas durante los periodos de septiembre a marzo (primavera y verano en el hemisferio sur) en las zonas 3 y 4, y abril a agosto (otoño e invierno) en las zonas 5 y 6. El protocolo de muestreo seguido en este proyecto fue similar al anteriormente explicado (frecuencia y hora de los muestreos, cantidad de muestras recogidas, tiempo de secado, cómputo de FMC, etc.) diferenciándose únicamente en que, en este caso, las muestras fueron recogidas en recipientes herméticos y pesadas en fresco en el laboratorio.

En consecuencia, el disponer de datos de FMC de 4 años y estaciones diferentes a las de calibrado permitió también verificar el poder de generalización de los modelos a otras condiciones climáticas.

Imágenes de satélite

Los datos radiométricos y de LAI necesarios para estimar FMC con los modelos anteriormente presentados se obtuvieron de los productos MOD09v004 (Vermote y Vermeulen 1999) y MOD15v004 (Knyazikhin et al. 1999) del sensor Terra-MODIS, respectivamente.

El producto MOD09 se trata de un compuesto de 8 días de las 7 primeras bandas de reflectividad del sensor MODIS (459-2155 nm) a 500m de resolución espacial, mientras que el MOD15 es también de un compuesto de 8 días pero a una resolución espacial de 1 km. El algoritmo de generación del producto de LAI está basado en la teoría de transferencia radiativa y en técnicas de inversión LUT (del inglés, *Look up Table*, tablas de referencia). El cómputo del LAI se realiza a partir de datos de reflectividad de las bandas 1 (rojo) y 2 (IRC) del producto MOD09 e información complementaria sobre las características de la superficie. Su solución es dependiente del tipo de vegetación y es sustituido por estimaciones empíricas en condiciones de observación extremas (<http://edcdaac.usgs.gov/modis/mod15a2v5.asp>, mayo 2008).

Sendos productos se descargaron del servidor LP DAAC (*Land Processes Distributed Active Archive Center*) de la NASA y la agencia científica USGS (*United States Geological Survey*) de los Estados Unidos (<http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>, mayo 2008). Posteriormente, fueron reproyectados de sinusoidal a UTM datum Europeo medio de 1950 (ED050) (España) y WGS 84 (Australia). En el caso del producto LAI, las imágenes fueron además remuestreadas a una resolución de píxel de 500 m.

Con el fin de paliar el efecto de valores anómalos que pudieran extraerse como consecuencia de defectos en el ajuste multitemporal entre imágenes, y reducir el ruido consecuente de efectos atmosféricos residuales, los valores de reflectividad y LAI característicos de cada una de las parcelas fueron extraídos de la imagen como la mediana de ventanas de 3 x 3 píxeles en torno al centro de cada parcela.

Validación

Previo al ejercicio de validación, se realizó un análisis exploratorio de los FMC medidos en las diferentes zonas.

Posteriormente, se estimaron los valores de FMC con el modelo empírico y RTM y se comprobó si dichas estimaciones seguían la tendencia estacional del pasto. A continuación se filtraron las estimaciones de FMC negativas y se compararon las exactitudes de las estimaciones basándose en el coeficiente de determinación (R^2), pendiente y ordenada en el origen del ajuste lineal entre valores observados y estimados, así como en el error cuadrático medio (RMSE del inglés "*Root Mean Square Error*"). Este ejercicio de validación fue realizado

por zonas con el objetivo de verificar si los modelos empíricos son únicamente generalizables a zonas de similares características a las de calibrado.

Por último se realizó un ejercicio de validación global. El objetivo del mismo fue verificar si la precisión de las estimaciones con uno u otro modelo era dependiente del rango de FMC a estimar. Para ello, se ordenaron todas las observaciones en función del FMC observado y se agruparon en tres intervalos de FMC:

1. FMC >70%, este intervalo comprende valores de FMC en los que no es crucial que los modelos estimen FMC con alta precisión ya que a partir de dicho umbral, en aplicaciones de estimación de condiciones de riesgo la probabilidad de ignición es baja, mientras que en aplicaciones de gestión de riego en agricultura de precisión, la vegetación no muestra estrés.
2. 70%>FMC>30%, este intervalo es crítico: la probabilidad de ignición y el nivel de estrés son altos, por lo que se deben detectar estas condiciones con la mayor precisión posible para tomar medidas al respecto.
3. FMC <30%, este intervalo comprende las situaciones en las que el pastizal es considerado combustible muerto.

Dentro de cada intervalo, se calculó el RMSE entre valores observados y estimados con sendos modelos así como los residuales de cada estimación ($R = FMC_{\text{estimado}} - FMC_{\text{observado}}$). Debido a que los datos de FMC empleados para la validación presentaron un error de medida $\approx 22\%$ (cuantificado por la desviación típica de las tres réplicas de FMC tomadas para cada una de las parcelas y fecha), una estimación se consideró precisa siempre que: $-22\% < \text{RMSE o Residual} < 22\%$.

RESULTADOS

Análisis exploratorio de los FMC de las zonas de validación

Las zonas de validación presentaron diversidad en cuanto a los contenidos de humedad de los pastizales (figura 1).

En primer lugar cabe mencionar la clara distinción entre los FMC de los pastizales ubicados en las zonas 1 y 2 (España) y aquellos ubicados en las zonas 3, 4, 5 y 6 (Australia). Los primeros, mostraron mayores FMC que los segundos. Así por ejemplo, las parcelas de la zona 1 y 2

registraron valores promedio de FMC de 108,38% y 99,59%, frente a valores promedios ≈50% en el resto de las zonas. Por otro lado, las zonas 1 y 2 también presentaron los menores FMC mínimos y mayores desviaciones típicas que el resto de las zonas, lo que indica que presentaron mayor contraste estacional de FMC durante los periodos muestreados.

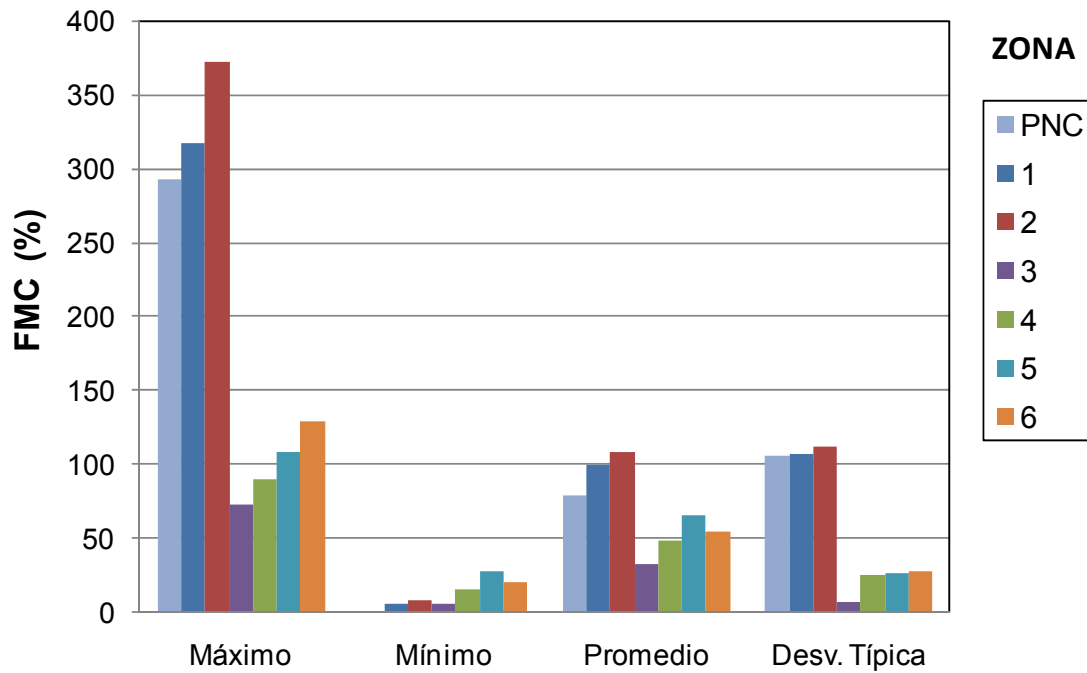


Figura 1. Resumen estadístico de los valores de FMC medidos en las zonas de validación y en la de calibración (PNC, años 2001-2002).

Los mayores FMC mínimos fueron registrados en las parcelas de las zonas 5 y 6, ya que estas fueron muestreadas durante los periodos de otoño e invierno.

Merece la pena destacar que las zonas 1 y 2 presentaron FMC máximos, mínimos, promedios y desviaciones típicas, próximos a los medidos en el PNC para los mismos años y periodos, mientras que en el resto de zonas dichos valores fueron más distantes.

Validación por zonas

En líneas generales, sendos modelos estimaron correctamente la tendencia estacional del FMC de los pastizales de las 6 zonas (figura 2).

Así, en las zonas 1 y 2, los valores máximos se estimaron al comienzo de la primavera (alrededor del día 95) y los mínimos al final del periodo estival (a partir del día del año 193), lo que coincide con lo observado.

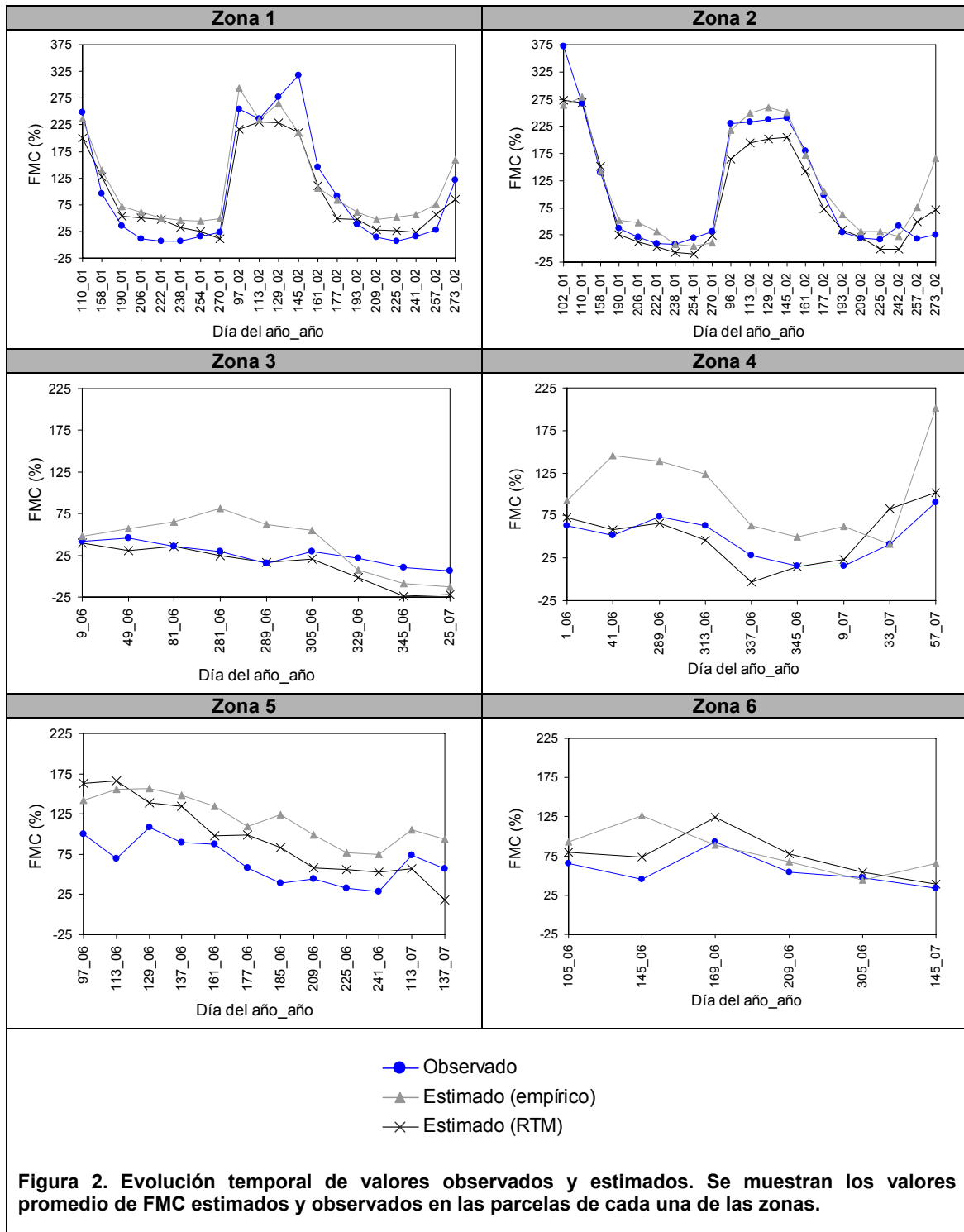


Figura 2. Evolución temporal de valores observados y estimados. Se muestran los valores promedio de FMC estimados y observados en las parcelas de cada una de las zonas.

Las zonas 3 y 4, muestreadas durante los meses de septiembre a marzo, presentaron también una tendencia hacia menores FMC durante la estación estival, si bien, el contraste fue menos acusado. Cabe destacar cómo, en la zona 3, el modelo empírico estima un incremento en FMC de primavera a verano (del día 9 al 281 del 2006), mientras que lo observado y estimado por el RTM es un decremento. Por su lado, en la zona 4 el modelo empírico estima mayores contrastes estacionales de FMC que los observados. Sin embargo, las estimaciones con el RTM se ajustan más a lo observado.

Para las zonas 5 y 6, muestreadas durante las estaciones de otoño e invierno, los máximos de FMC tanto observados como estimados con los modelos, coinciden con el periodo otoñal, mientras que los mínimos con la estación invernal. En la zona 6, estos contrastes no son tan claros, lo que queda bien reflejado por las estimaciones del RTM pero no por las del modelo empírico.

Respecto a la precisión de las estimaciones, el RTM resultó más preciso que el modelo empírico, independientemente de la zona de validación (tabla 3).

Tabla 3. Error cuadrático medio (RMSE) y ajuste lineal entre FMC observados y estimados para cada una de las zonas de validación. Las estimaciones negativas (18,48% de los casos) fueron eliminadas para este análisis.

ZONA	EMPIRICO				RTM			
	R ²	Pendiente	Ordenada	RMSE(%)	R ²	Pendiente	Ordenada	RMSE(%)
1	0,90	0,74	42,96	41,39	0,92	0,70	22,99	38,23
2	0,85	0,82	29,35	43,44	0,93	0,77	12,74	33,83
3	0,56	1,56	9,81	38,93	0,84	0,84	0,03	11,27
4	0,75	1,79	14,06	61,66	0,66	0,9	11,72	19,37
5	0,67	0,75	59,62	55,23	0,48	1,25	11,87	43,85
6	0,05	0,30	43,81	15,35	0,92	0,68	-1,36	8,58

Los detalles para cada zona son:

Zona 1. Los coeficientes de determinación entre FMC observados y estimados fueron similares y elevados para sendos modelos ($R^2=0,9$ y $R^2=0,92$, empírico y RTM, respectivamente). No obstante, la recta de regresión fue más cercana a la ideal (1:1, pendiente ≈ 1 y ordenada en el origen ≈ 0) para las estimaciones con RTM, ya que, aunque las pendientes fueron $\approx 0,7$ para sendos modelos, la ordenada en el origen fue menor en el ajuste con los datos estimados con el RTM. A su vez, el RMSE también fue ligeramente menor para estas estimaciones.

Zona 2. El R^2 fue mayor para el RTM (0,93) que para el modelo empírico (0,85). Así mismo, la recta de regresión fue más cercana a la ideal para las estimaciones con el RTM ya que, como ocurría en el caso anterior, aunque la pendiente fue similar y cercana 1 en sendos casos ($\approx 0,8$),

la ordenada en el origen fue más cercana a 0 en el caso de las estimaciones con el RTM. A su vez, el RMSE fue menor para las estimaciones con el RTM.

Zona 3. El R^2 fue mucho más fuerte, la recta de regresión más cercana a la ideal y el RMSE menor para las estimaciones realizadas con el RTM.

Zona 4. En esta zona el R^2 entre FMC observados y estimados fue mayor para el modelo empírico (0,75 y 0,66, empírico y RTM, respectivamente). Sin embargo, el RMSE fue mucho menor y la recta de regresión más cercana a la ideal para las estimaciones realizadas con el RTM.

Zona 5. El R^2 fue mayor para el modelo empírico (0,67 y 0,48, empírico y RTM, respectivamente), mientras que el RMSE entre FMC observados y estimados menor y la recta de regresión más cercana a la ideal para las estimaciones realizadas con el RTM. No obstante, cabe destacar que las estimaciones en esta zona arrojan los mayores RMSE independientemente del modelo empleado.

Zona 6. Tanto el R^2 como la relación lineal entre observados y estimados y los RMSE fueron más óptimos para las estimaciones realizadas con el RTM.

Validación global

La precisión de las estimaciones con el modelo empírico fue baja en todos los intervalos de FMC, ya que los RMSE fueron mayores a 22% (error de medición) (tabla 4). Sin embargo, el RTM estimó con precisión en los intervalos de FMC 70-30% y <30% (RMSE<20%) mientras que para el intervalo de FMC >70% el error de las estimaciones o RMSE duplicó el error de medición.

Tabla 4. RMSE entre los valores observados y estimados con el modelo empírico y el RTM para diferentes intervalos de FMC (se emplean las observaciones de todas las zonas, n=92).

MODELO	RMSE			
	FMC>70%	FMC (70-30%)	FMC<30%	TODOS
Empírico	51,40	42,84	48,07	47,71
RTM	46,98	21,36	20,99	33,25

En concordancia con los resultados del análisis de los RMSE, los residuales del modelo empírico fueron, en términos generales, mayores que los del RTM (Figura 3). Solo un 36% de las estimaciones realizadas con el modelo empírico fueron precisas. El 64% restante correspondieron fundamentalmente a sobrestimaciones. Por el contrario, solo un 37% de las estimaciones realizadas con el RTM fueron imprecisas por presentar residuales mayores o

menores que el error de medición. De ese 37%, un 20% correspondió a sobreestimaciones mientras que un 17% a subestimaciones.

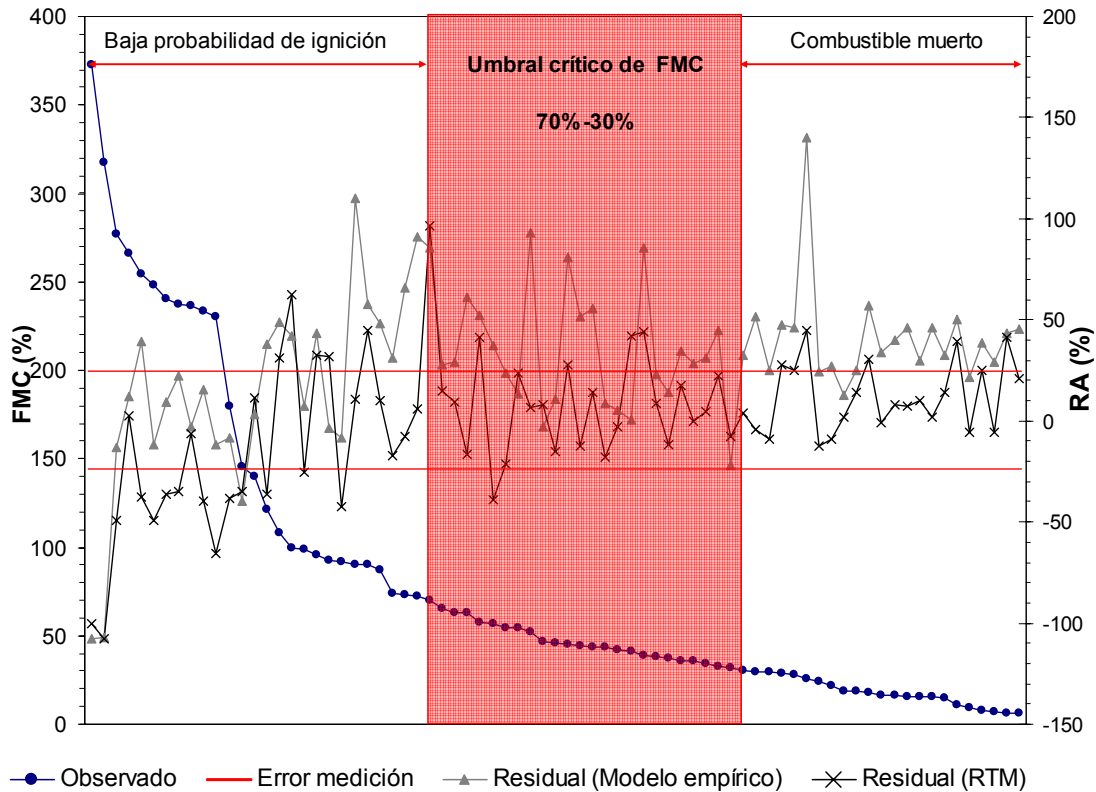


Figura 3. Valores de FMC observados (ordenados de mayor a menor) y residuos de las estimaciones realizadas con el modelo empírico y RTM. Se indican los tres intervalos de FMC previamente definidos y los errores de medición de FMC en campo

Centrándose en los intervalos de FMC fijados y las estimaciones imprecisas se concluye:

1. $FMC > 70\%$. El modelo empírico sobrestima en todo el rango excepto en 2 casos puntuales correspondientes a las zonas 1 y 2. Dichas sobreestimaciones corresponden a observaciones de las zonas 4 y 5. Por el contrario, el RTM no presenta ninguna tendencia clara a subestimar o sobrestimar el FMC.
2. $70\% > FMC > 30\%$, el modelo empírico sobrestima siempre (casos de las zonas 3 y 4), mientras que el RTM sobrestima en 3 casos puntuales de las zonas de validación 5 y 6 y subestima en un único caso correspondiente a la zona 5.
3. $FMC < 30\%$, el modelo empírico sobrestima siempre, mientras que el RTM sobrestima únicamente en 5 casos todos ellos correspondientes a las zonas de validación 1 y 2.

DISCUSION DE RESULTADOS

Los resultados de la validación del modelo empírico y el RTM con datos de FMC tomados durante diferentes épocas del año en seis zonas de pastizales caracterizadas por diferente composición de especies y estructura confirman la hipótesis de que los RTM tiene mayor poder de generalización que los modelos empíricos, ya que las estimaciones con el primero fueron más precisas que aquellas realizadas con el segundo, independientemente de la zona. No obstante, las diferencias de precisión fueron más evidentes en aquellas zonas que agruparon pastizales de composición y estructura distinta a los de la zona de calibrado y/o fueron muestreadas durante diferentes periodos, ya que, en estas zonas el modelo empírico incrementó considerablemente los errores de estimación. Estos altos errores eran de esperar según los resultados obtenidos por previos autores. Así por ejemplo, Dilley et al. (2004) únicamente obtuvieron estimaciones precisas de FMC, basadas en modelos empíricos calibrados con el sensor NOAAVHRR en una localidad de Victoria (Australia), al aplicar el modelo a la muestra de validación extraída de dicha zona de calibrado. Cuando aplicaban el modelo empírico a pastizales de otras dos localidades del mismo estado con diferente composición y estructura se producían sobreestimaciones.

En lo que a este estudio se refiere, el modelo empírico tendió a estimar mayores contrastes estacionales que los que realmente se observaron, conllevando a grandes sobreestimaciones del FMC, en los FMC del intervalo crítico observados en las zonas 3 y 4. Sin embargo, el RTM fue preciso en sus estimaciones.

Las zonas 3 y 4, agrupan pastizales caracterizados por baja fracción de cobertura y LAI durante todo el periodo de muestreo, ya que están bastante pastoreados. Así mismo en el análisis exploratorio de los FMC se observó que estas zonas presentaban bajos FMC y desviaciones típicas. Por el contrario, los pastizales del PNC experimentan un fuerte contraste estacional, tanto de LAI como de FMC. Esta clara diferencia en cuanto a LAI y FMC puede ilustrarse por la correlación no significativa entre dichas variables en las zonas 3 y 4 ($R^2 = 0,25$, $p > 0,001$, $n = 24$) frente a la significativa en el PNC ($R^2 = 0.92$, $p < 0,001$, $n = 29$, de (Yebera et al., 2008)). Las estimaciones de FMC con el modelo empírico estuvieron basadas en el índice de verdor NDVI y, por tanto en los cambios en la C_{a+b} que se producen cuando el pasto varía su FMC (Billore y Mall 1976). Como la C_{a+b} están concentrada en las hojas, si el LAI disminuye y la

fracción del suelo incrementa, el modelo empírico disminuye considerablemente su sensibilidad a variaciones de C_{a+b} , de ahí su alta imprecisión en estas zonas. Sin embargo, el RTM, fue ajustado teniendo en cuenta, además de un índice de humedad, el LAI, lo que explica las estimaciones mucho más precisas.

La zona 6, si bien agrupa pastizales similares en estructura a los del PNC, estos son diferentes en composición, ya que están adeshados con eucaliptos. A su vez, fueron muestreados durante los periodos de otoño e invierno. En estas situaciones el modelo empírico sobreestimó altamente los FMC de otoño. En esta época del año, el C_{a+b} de pastizales alcanza los valores mínimos que se mantienen hasta el comienzo de primavera (Billore y Mall 1976). Por ello, el modelo empírico no puede ser sensible a variaciones de FMC en estos periodos, ya que el C_{a+b} es bajo y constante y posiblemente lo único que captura son variaciones en LAI o en la fracción de cobertura. De nuevo el RTM está exento de este problema por lo que fue más preciso.

En la zona 5, de similar composición y estructura que la zona 4, las estimaciones fueron imprecisas con sendos modelos ($RMSE > 22\%$). La parcela muestreada en esta zona presentó alta cobertura de eucaliptos (figura 4), por lo que los espectros MODIS extraídos de la imagen para estimar FMC estuvieron altamente contaminados por la señal de los mismos, lo que condujo a sobreestimaciones del FMC con sendos modelos.

Por último, en las zonas 1 y 2, se obtuvieron resultados no esperados, ya que siendo estos pastizales los más parecidos a los del PNC, el modelo empírico debería haber estimado con mayor precisión. No obstante, estas zonas fueron las únicas en las que dicho modelo estimó correctamente la estacionalidad del FMC, lo que queda ilustrado en los gráficos de evolución estacional y respaldado por los elevados R^2 entre FMC observados y estimados. Estos resultados coinciden con los obtenidos con el sensor NOAA-AVHRR por Chuvieco et al. (2004b) en las mismas áreas de estudio. Los autores también obtuvieron R^2 y RMSE elevados cuando aplicaron la ecuación empírica calibrada en el PNC a las zonas de validación 1 y 2 ($R^2 = 0,88$ y $0,90$, $RMSE = 41.24\%$ y 34.46% , zona 1 y 2, respectivamente). Por su lado, el RTM también estimó correctamente la estacionalidad del FMC pero sus RMSE, si bien menores que los del modelo empírico, fueron superiores al error de medición.



Figura 4. Imagen Quickbird en composición color natural de la parcela de pastizal de la zona 5. Fuente: Google Earth.

Debido a que las estimaciones con el RTM también fueron imprecisas, debe haber algún factor externo que esté afectando la precisión de las estimaciones en estas zonas. Danson y Bowyer (2004) señalaron que la precisión de las estimaciones de FMC con índices de vegetación depende de la distribución de los valores de FMC en la muestra de validación. Dichos autores emplearon relaciones empíricas entre índices de vegetación y FMC extraídos de la base de datos LOPEX (del inglés, "Leaf Optical Properties Experiment") y encontraron mayores errores en las estimaciones cuando los $FMC > 100\%$. Los resultados del análisis global realizado en este estudio concuerda con lo señalado por estos autores, ya que los mayores RMSE correspondieron con las estimaciones realizadas en el intervalo de $FMC > 70\%$, ya fuese empleando el modelo empírico como el RTM.

Las zonas 1 y 2 presentaron un alto número de observaciones en dichos intervalos, lo que explica las imprecisiones obtenidas. La causa de la falta de precisión de los modelos en la estimación de $FMC > 70\%$ puede radicar en la saturación de las variables independientes empleadas en los mismos en dicho intervalo de FMC. El NDVI, del modelo empírico, se satura cuando los valores de FMC son elevados (figura 5-a). Lo mismo ocurre con el LAI, índice incluido en el RTM (figura 5-b). Dicho índice se extrajo del producto MOD15 que, al estar basado en las bandas del rojo e IRC (mismas bandas empleadas en el cómputo del NDVI), también está afectado por el problema de saturación (Knyazikhin et al. 1999)

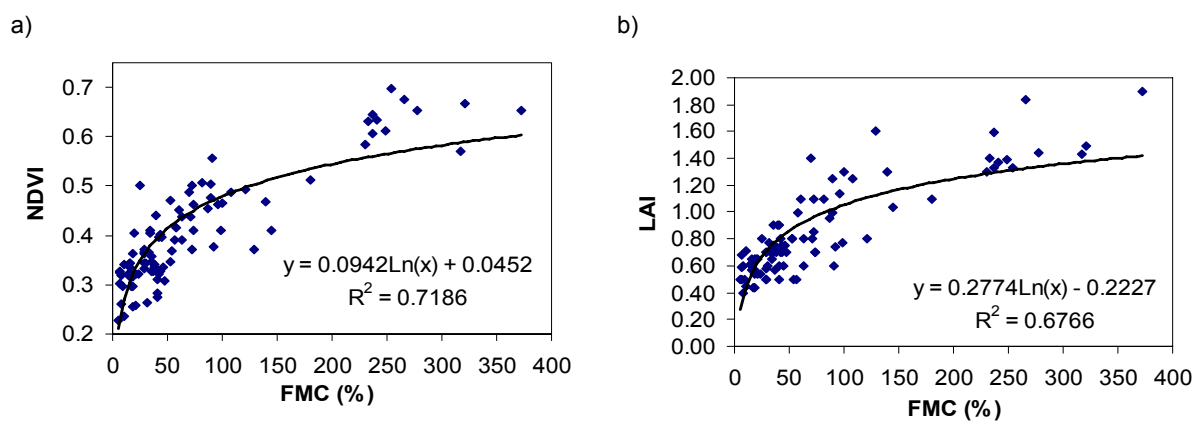


Figura 5. Relación entre FMC (%), el índice de vegetación NDVI (a) y el LAI (b) para todo el conjunto de datos empleado en el estudio (n=92).

CONCLUSIONES

El contenido de humedad de la vegetación es una variable clave a considerar en diversas aplicaciones, muchas de las cuales, globales. Por ello, es necesario desarrollar modelos que estimen dicha variable de forma precisa, robusta y operativa, independientemente de la zona en la que se apliquen. En este marco, los datos recogidos por el sensor MODIS pueden ser empleados para derivar mapas de FMC de actualización semanal, fundamentalmente mediante el empleo de modelos empíricos o RTM. Cada uno de estos modelos tiene sus ventajas y limitaciones. En un estudio previo, Yebra et al. (2008) compararon las precisiones en las estimaciones con sendos modelos empleando una muestra de datos extraída de la misma zona en la que dichos modelos fueron calibrados. Los autores concluyeron que tanto el modelo empírico como el derivado de los RTM estiman el FMC de pastizales con precisión similar. En este trabajo se avanza en dicha comparación, validando los modelos con datos tomados en seis zonas de pastizal de diversas características y durante diferentes estaciones del año. Se concluye que sendos modelos presentan precisiones similares cuando las zonas de validación son parecidas a la de calibrado y los datos corresponden a las estaciones de primavera y verano. En zonas de pastizales con diferentes composición o estructura y/o durante otoño e invierno, el modelo empírico sobrestima considerablemente el FMC mientras que el RTM estima con precisión.

Por ello se concluye que el modelo de estimación de FMC de pastizales calibrado por Yebra et al. (2008) con los RTM PROSPECT y SAILH es generalizable a otras zonas y por tanto puede utilizarse para aplicaciones globales. Todas las conclusiones derivadas de este estudio así como del realizado por Yebra et al. (2008) se presentan en la tabla 5, lo que proporciona un balance final sobre el interés y los problemas que plantea el uso de modelos empíricos y RTM. Cabe destacar que, aún siendo más preciso el RTM, los errores de estimación del mismo incrementan considerablemente cuando los $FMC > 70\%$, debido a que el LAI se satura y deja de ser sensible a variaciones en el FMC. Desde el punto de vista de la estimación de peligro de incendio o la gestión del riego en agricultura de precisión el conocer con precisión el FMC en este intervalo no es crítico, ya que el peligro de ignición es mínimo y la vegetación no presenta estrés y, por lo tanto, no necesita riego. Cuando el FMC se encuentra en el intervalo crítico, $70\% > FMC > 30\%$, se obtienen precisiones $\approx 20\%$. Aunque no existe ningún estudio publicado

sobre la precisión necesaria para aplicaciones operacionales se considera este nivel de precisión adecuado teniendo en cuenta que el error en las mediciones de FMC en campo (método de medida considerado como el más preciso) es de un 22%.

Tabla 5. Balance final sobre el interés y los problemas que plantean el uso de los modelos empíricos y RTM.

CRITERIO	RTM	MODELOS EMPIRICOS
DIFICULTAD	ALTA Precisa una parametrización detallada y conocimientos básicos de programación.	BAJA Procesamiento de las muestras recogidas en campo y metodología de calibrado sencillo.
TIEMPO	ALTO Obtención de la información auxiliar a los datos de reflectividad, ya sea con trabajo de campo o búsquedas bibliográficas.	MEDIO Necesidad de una serie de medidas de FMC de campo lo suficientemente larga para que las relaciones con los datos derivados de imágenes satélite sean significativas. Alto número de imágenes a procesar.
COSTE	MEDIO Disminuye la frecuencia de los muestreos de campo pero sigue precisando de los mismos para llevar a cabo la parametrización y validación de los modelos.	ALTO Muestreos frecuentes para la calibración.
INDICES SELECCIONADOS	HUMEDAD: NIR-SWIR	VERDOR: Red-NIR
INFORMACIÓN AUXILIAR	MEDIA LAI	BAJA
ROBUSTEZ	ALTA	MEDIA
PRECISIÓN	Dependiente del rango de parámetros de entrada y asunciones del modelo ALTA para valores de FMC < 70% BAJA para valores de FMC > 70% (saturación del LAI)	BAJA Tendencia a sobreestimar.
PODER GENERALIZACIÓN	ALTO	BAJO

Por último, el RTM, tiene aún gran potencial de mejora mediante el uso de otras técnicas de inversión que consideren todo el rango espectral o el refinamiento de la parametrización de los modelos PROSPECT y SAILH. En futuros trabajos se explorará con mayor detalle las posibilidades de mejora citadas con anterioridad.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a Jim Gould, líder del Grupo de Investigación en Incendios Forestales de “CSIRO Forest Bioscience” (Canberra, ACT), la acogida de Marta Yebra durante 3 meses para la realización de este trabajo. También agradecer a Elizabeth Botha (Grupo de Teledetección

ambiental de CSIRO- "Land & Water") el facilitar los datos de reflectividad del sensor MODIS. Asimismo, reconocemos la valiosa colaboración de varias personas de nuestro departamento en las campañas de muestreo llevadas a cabo en España y destacamos el soporte financiero del Ministerio de Educación, Ciencia y Tecnología y del proyecto CICYT Firemap (CGL2004-060490C04-01/CLI).

REFERENCIAS

- Aguado, I., Chuvieco, E., Borén, R. y Nieto, H. (2007). Estimation of dead fuel moisture content from meteorological data in Mediterranean areas. Applications in fire danger assessment. *International journal of wildland fires.*, 16, 390-397.
- Billore, S.K. y Mall, I.P. (1976). Seasonal variation in chlorophyll content of a grassland community. *Trop. Ecol.*, 17, 39-44.
- Burgan, R.E., Klaver, R.W. y Klaver, J.M. (1998). Fuel models and fire potential from satellite and surface observations. *International journal of wildland fire*, 8, 159-170.
- Ceccato, P., Flasse, S. y Gregoire, J.M. (2002a). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: part 2. Validation and applications. *Remote sensing of environment*, 82, 198-207.
- Ceccato, P., Gobron, N., Flasse, S., Pinty, B. y Tarantola, S. (2002b). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: part 1 theoretical approach. *Remote sensing of environment*, 82, 188-197.
- Chuvieco, E. (ed.) (2008). Earth observation of global change. The role of satellite remote sensing in monitoring global environment.
- Chuvieco, E., Cocero, D., Aguado, I., Palacios-Orueta, A. y Prado, E. (2004a). Improving burning efficiency estimates through satellite assessment of fuel moisture content. *Journal of geophysical research - atmospheres*, 109, d14s07, doi:10.1029/2003jd003467, 1-8.
- Chuvieco, E., Cocero, D., Riaño, D., Martín, M.P., Martínez-Vega, J., de la Riva, J. y Pérez, F. (2004b). Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote sensing of environment*, 92, 322-331.
- Chuvieco, E., Riaño, D., Aguado, I y Cocero, D. (2002). Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat thematic mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *International journal of remote sensing*, 23, 2145-2162.
- Colombo, R., Meroni, M., Marchesi, A., Busetto, I., Rossini, M., Giardino, C. y Panigada, C. (2008). Estimation of leaf and canopy water content in poplar plantations by means of hyperspectral indices and inverse modeling. *Remote sensing of environment*, 112, issue, 1820-1834.
- Danson, F.M. y Bowyer, P. (2004). Estimating live fuel moisture content from remotely sensed reflectance. *Remote sensing of environment*, 92, 309-321.
- Dennison, P.E., Roberts Dar, A., Peterson, S.H. y Rechel, J. (2005). Use of normalized difference water index for monitoring live fuel moisture content. *International journal of remote sensing*, 26, 1035-1042.
- Dilley, A.C., Millie, S., O'brien, D.M. y Edwards, M. (2004). The relation between normalized vegetation index and vegetation moisture content at three grassland locations in Victoria, Australia. *International journal of remote sensing*, 25, 3913-3928.
- Gao, B.C. (1996). NDWI. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*, 58, 257-266.
- Goel, N.S. (1988). Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data. *Remote sensing reviews*, 4, 1-212.
- Hunt, E.R. y Rock, B.N (1989). Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote sensing of environment*, 30, 43-54.
- Jackson, T.J., Chen, D., Cosh, M., Li, F., Anderson, M., Walthall, C., Doriaswamy, P. y Hunt, E.R. (2004). Vegetation water content mapping using landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans. *Remote sensing of environment*, 92, 475-482.

- Jacquemoud, S. (1990). Prospect: a model to leaf optical properties spectra. *Remote sensing of environment*, 34, 74-91.
- Knyazikhin, Y., Glassy, J., Privette, J.L., Tian, Y., Lotsch, A., Zhang, Y., Wang, Y., Morisette, J.T., Votava, P., Myneni, R.B., Nemani, R.R. y Running, S.W. (1999). Modis leaf area index (LAI) and fraction of photosynthetically active radiation absorbed by vegetation (fpar) product (MOD15). Algorithm theoretical basis document. <http://eospso.gsfc.nasa.gov/atbd/modistables.html>.
- Kogan, F., Gitelson, A., Zakarin, E., Spivak, I. y Lebed, I. (2003). AVHRR-based spectral vegetation index por quantitative assessment of vegetation state and productivity: calibration and validation. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 69, 899-906.
- Mbow, C., Goïta, K. y Bénéié, G.B. (2004). Spectral indices and fire behavior simulation for fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote sensing of environment*, 91, 1-13.
- Privette, J.L., Emery, W.J. y Schimel, D.S. (1996). Inversion of a vegetation reflectance model with NOAA AVHRR data. *Remote sensing of environment*, 58, 187-200.
- Roberts, D.A., Peterson, S., Dennison, P.E., Sweeney, S. y Rechel, J. (2006). Evaluation of Airbone Visible/infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS) measures of live fuel moisture and fuel condition in a shrubland ecosystem in southern California. *Journal of geophysical research*, 111. Go4s02. Doi: 10.1029/2005jg000113.
- Rouse, J.W., Haas, R.W., Schell, J.A., Deering, D.H. y Harlan, J.C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. In *Greenbelt, md. USA: NASA/GSFC*.
- Sepulcre-Cantó, G., Zarco-Tejada, P.J., Jimenez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A., De Miguel, E., Villalobos, F.J., 2006. Detection of water stress in an olive orchard with thermal remotesensing imagery. *Agricultural and forest meteorology*. 136 (1), 31-44.
- Strahler, A.H., Woodcock, C.E. y Smith, J.A. (1986). On the nature of models in remote sensing. *Remote sensing of environment*, 20, 121-140.
- Van Wagner, C.E. (1967). Seasonal variation in moisture content of eastern Canadian tree foliage and the possible effect on crown fires. *Forestry branch, Canada, Departmental Publi. n° 1204*.
- Verhoef, W. (1984). Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: the sail model. *Remote sensing of environment*, 16, 125-141.
- Vermote, E. F., & Vermeulen, A. (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09), ATBD version 4.0.
- Yebra, M., Chuvieco, E. y Riaño, D. (2008). Estimation of live fuel moisture content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 523-536.
- Zarco-Tejada, P.J., Rueda, C.A. y Ustin, S.L. (2003). Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote sensing of environment*, 85, 109-124.



CAPÍTULO 4: GENERATION OF A SPECIE-SPECIFIC LOOK-UP TABLE FOR FUEL MOISTURE CONTENT ASSESSMENT

Publicación correspondiente:

Yebra, M. y E. Chuvieco (2008): Generation a specie-specific Look-Up Table for Fuel Moisture Content assessment. IEEE JSTARS Special Issue on Wildland Fires and Biomass Burning. En revisión.

Siempre que enseñes,
enseña a la vez,
a dudar de lo que enseñas.

José Ortega y Gasset

GENERATION OF A SPECIE-SPECIFIC LOOK-UP TABLE FOR FUEL MOISTURE CONTENT ASSESSMENT

ABSTRACT:

This study involved the generation of a specie-specific Look-Up Table (LUT) for the retrieval of Fuel Moisture Content (FMC) in natural areas dominated by *Quercus ilex* (Holm oak). Parameter combinations observed in drying *Quercus ilex* samples were used as input into the linked PROSPECT and SAILH radiative transfer models (RTM) to avoid un-realistic simulated spectrums in the LUT. MODIS/Terra reflectance data, extracted over 4 oak dominated areas, were used to carry out the LUT inversion based on the search of the minimum relative root mean square error (RMSE*) between these observed reflectance and the simulated reflectance found in the LUT. Different inversion options were tested in order to search for the optimal spectral sampling necessary for accurately estimating FMC. The minimum number of solutions to take into account for the computation of the estimated FMC was also investigated. The retrieval performance was evaluated with FMC values measured at the four study sites. The most accurate FMC estimation was obtained when using the vegetation index NDII6 and selecting the 10 best cases as the solution (RMSE=26.28%). Finally, a non *Quercus ilex* specific LUT was used in the same way to evaluate whether or not the specific LUT retrieved FMC more accurately. The results showed that the specific LUT provided more accurate FMC estimations than the non-specific one. Only when the considered number of solutions was higher than 35 the accuracy was similar. Future work will focus on the possibility to generate a LUT adapted to a wider range of species based on data extracted from field measurements and the literature.

Keywords: MODIS, Radiative Transfer Models, Quercus ilex, Oak, Fuel Moisture Content

INTRODUCTION

Remote sensing data have been very useful for FMC estimation at local, regional and global scale (Chen 2005; Chuvieco et al. 2004; Roberts et al. 2006). Both laboratory spectroradiometry measurements and satellite data have been used to estimate FMC through different approaches. The most widespread approach has been the inversion of empirical fittings between field-measured FMC and remotely sensed data (reflectance or temperature). However, simulation methods, based on RTM, both in direct and inverse mode, are being increasingly used. These are able to provide a deeper understanding of physical processes that control canopy reflectance for any observational configuration; therefore they can be used in diverse geographical areas and time periods. In general terms, the objective of RTM inversion is to identify the set of input parameters that produces the reflectance values most similar to an observed spectrum. This can be achieved by using iterative optimization or simulated Look-up Tables (LUT) techniques (Zarco-Tejada et al. 2003; Knyazikhin et al. 1999). Whatever the approach is, FMC can be retrieved from RTM because it is related to two biophysical parameters included in most RTM; the Equivalent Water Thickness (EWT) and the Dry Matter Content (DMC) (equation 1).

$$FMC(\%) = \frac{EWT}{DMC} \times 100 \quad (1)$$

where $EWT(g.cm^{-2}) = \frac{Wf - Wd}{A}$, $DMC(g.cm^{-2}) = \frac{Wd}{A}$, Wf =fresh weight, Wd =dry weight and

A =leaf area

The common problem of all the RTM inversion approaches is that several combinations of biophysical variables can lead to similar spectral signals. In other words, similar reflectance data can be simulated from different FMC values if other parameters vary widely. This is known as the “ill-posed” problem and has greatest importance in practical inversion cases (Weiss et al. 2000). The underlying problem is related to the lack of ecophysiological background of most RTM. They are physical models, but do not take into account that some combination of input parameters may never occur in reality, since they are associated with plant physiological characteristics. For example, several studies have shown a clear covariance between DMC and EWT in Mediterranean vegetation. This is due to the fact that low water availability and high light intensity induce high levels of DMC in order to reduce transpiration and avoid photoinhibition (Castro-Díez et al. 1997). Consequently, DMC normally increases during the summer months, when EWT values are minimum since water losses are not completely avoided. Therefore, it is unrealistic to derive spectra from high DMC values combined with high EWT ones, creating in this way potential problems for an accurate FMC estimation.

A prior knowledge in plant biophysical parameters must hence be used to constrain the input parameters of the RTM to model conditions as closely as possible to the actual canopy state (Combal et al. 2002). Some authors have chosen to include data derived from satellite imagery as input parameters (Zarco-Tejada et al. 2003). Others have relied upon experimental data in controlled conditions (Riaño et al. 2005). Finally, there are studies that define the prior information based on field measurements (Ustin et al. 1998; Yebra et al. 2008).

The main aim of this research is to evaluate the improved performance of RTM for estimating FMC when the input parameters of the models are adapted to observed conditions. As a first case study, measures of a range of biophysical parameters taken under laboratory conditions have been used to design a *Quercus ilex*-specific LUT. This specie-specific LUT is later used to estimate FMC of several areas dominated by *Quercus ilex* by mean of MODIS imagery.

METHODS

Radiative transfer models

The PROSPECT (Jacquemoud and Baret 1990) and SAILH (Verhoef 1984) models were chosen to simulate spectral reflectances between 400 and 2500 nm. The first one simulates reflectance and transmittance at leaf level by considering it as a set of N stacked layers with several scatter and absorption components: chlorophyll content (C_{a+b}), EWT, and DMC. The SAILH is a 1D turbid medium RTM which uses three variables to describe the canopy structure space (Leaf Area Index or LAI; Leaf Inclination Distribution Function or LIDF and the hotspot parameter or h), as well as the soil substrate reflectance and the viewing and illumination conditions (solar zenith angle or θ_s , viewing zenith angle θ_v , relative azimuth angle or ϕ_{sr} and atmospheric transmissivity) to characterize observation conditions.

Definition of RTM input parameters and LUT generation.

Different sources of data were used to constrain the input parameters to model conditions as closely as possible to *Quercus ilex* (figure 1). The space of leaf realization was built using the values measured by De Santis, et al. (2006) for *Quercus ilex* under laboratory experimentation. These values consist of six multi-temporal measurements of spectral reflectances (GER2700 spectroradiometer (GER Corp., Mill-brook, NY)) and their associated C_{a+b} EWT, and DMC parameters while plant is drying (table 1). The parameter N was obtained by the inversion of the Prospect model using the observed spectra.

Table 1. The six combinations of PROSPECT parameters measured under laboratory conditions.

N	Cab	EWT	DMC	FMC
2.03	77.93	0.0168	0.0194	86.60
2.00	80.86	0.0170	0.0189	89.95
1.43	82.19	0.0165	0.0182	90.66
1.63	80.43	0.0142	0.0184	77.17
1.73	81.24	0.0073	0.0182	40.11
1.76	88.10	0.0059	0.0185	31.89

The space of canopy realization (canopy biophysical parameters) was built using literature data since De Santis, et al. (2006) carried out their study with young oaks and therefore, LAI measures were considered lower than those encountered in natural conditions. Consequently, a range of LAI values with a minimum of 0.6 and a maximum of 4.9 was used (Bussotti et al.

2002). In order to better sample domains where the reflectance is more sensible to variable LAI, a transformed variable was used to generate the LAI distribution, as is explained in Weiss (2000). The hotspot parameter was fixed at 0.001 and the LIDF at plagiophile (Zarco-Tejada et al. 2003) (figure 1).

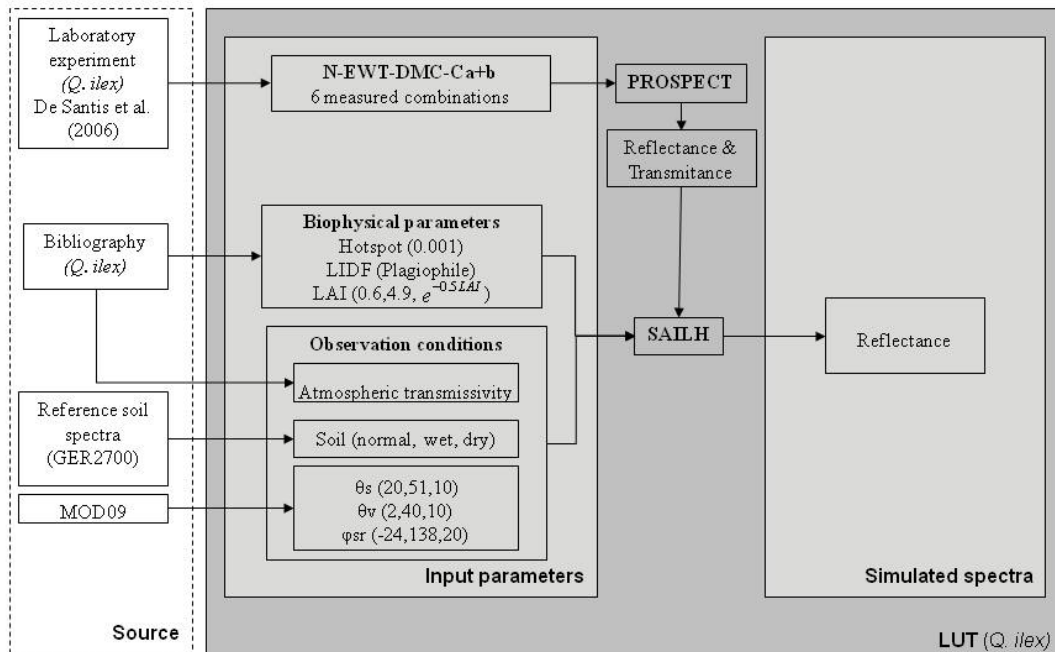


Figure 1. Source of data for generating the specie-specific LUT

The scenario of simulation was targeted to resemble MODIS acquisition conditions. To achieve that, a four-year dataset of MODIS data (2001-2005) from our study site was used to extract the maximum and minimum values of θ_s , θ_v and ϕ_{sr} angles. On the other hand, the reflectance spectra of three different types of soil, obtained by multiplying a ground reference spectrum (measured in Cabañeros National Park with the GER2700 spectroradiometer) by a wet and dry soil brightness parameter (0.6 and 1.4, respectively), were also used for the instrument space definition.

A total of 36288 simulations were generated by running the PROSPECT and SAILH programs (CSTARS RTM repository project, <http://rtm.casil.ucdavis.edu/?RTM>) within the established combinations of leaf parameters and all the possible combinations of the canopy inputs (figure 1). The FMC for each simulation was computed as equation 1.

Validation database: Field observations and reflectance data.

A database of field-measured FMC and their corresponding MODIS reflectance was used to evaluate the LUT inversion performance. Field-measured FMC values were measured, following a standard protocol (a detailed description can be found in Chuvieco et al, (2003)) in different regions of Spain, under the framework of two projects, Firerisk and Firemap. Four Spanish areas dominated by *Quercus ilex* were selected from the full database (table 2). (table 2).

Table 2. Sampling sites description and the number of plots (N° Plots) and observations (N° Obs) in each one

Central coordinate x, y (UTM 30T ED50)	Autonomous Region	Project	Sampling			N° Plots	N° Obs.
			Year	Period	Periodicity		
649594, 4568709	Aragón	Firerisk	2001- 02	April- Sept.	16 days	1	20
441706, 4494811	Madrid	Firemap	2005	July-August	16 days	1	6
563378, 4527686	Guadalajara	Firemap	2006	May	Isolated case	2	2
499907, 4484308	Guadalajara	Firemap	2006	August	Isolated case	1	1

MOD09A1 (8-day composite of atmospherically corrected reflectance, seven spectral bands, 500m spatial resolution, (Vermote y Vermeulen, 1999)) was the MODIS product chosen as the source of observed reflectance data needed for the inversion, due to its proven capacity for estimating FMC (Zarco-Tejada et al. 2003; Yebra et al. 2008). The original products were downloaded from the Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC) of the United States Geological Survey (USGS) (<http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>) and reprojected from sinusoidal to UTM 30 T Datum European 1950 (ED50), using nearest neighbor interpolation resampling. The reflectance values of a given FMC plot were extracted from each composited image using the median value of a 3x3 pixels kernel located at the center of the field plot.

Inversion approach

An inversion routine was programmed in C++. The Relative Root Mean Square Error (RMSE*) (4) was used to measure the similarity between the observed and simulated spectrums:

$$RMSE^*_p = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod}}{\rho_{i,Obs}} \right)^2} \quad (4)$$

where $\rho_{i,Obs}$ and $\rho_{i,mod}$ are the observed and the simulated reflectance in each band i , respectively, and n is the number of spectral bands to take into account.

Due to the fact that only a limited number of wavebands are required for canopy biophysical variable estimation since extra bands add some noise without adding significant information relating the canopy (Weiss et al. 2000), the inversion was first performed using all the MOD09A1 reflectance bands, then by removing the less water sensitive bands and finally using a derived water index. MODIS band 5 (1230 - 1250 nm) was dismissed in the selection of the optimal inversion band set due to the radiometric problems of MODIS/Terra for this band (Stow et al. 2005)

Consequently, five inversion options were checked for the search of the simulated spectra most similar to the observed one. Option 1 included all MOD09A1 bands except B5 (1230-1250). Option 2 discarded those located in the visible wavelengths since Bowyer et al. (2004) asserted that variation in DMC and EWT (both components of FMC) had no effect in those wave-lengths. Also, in the near infrared (NIR) and short wave infrared (SWIR) (B6, 1628 - 1652 nm and B7, 2105 - 2155 nm) bands, the confounding influence of variation in LAI was small while the sensitivity to variation in FMC was consistently strong. Option 3 considered only B2 and B6, since the use of the shorter wavelengths of the SWIR would appear to be more useful for an accurate estimation of FMC (Bowyer and Danson 2004), while option 4 focused on the two bands located in the SWIR (B6 and B7). Finally, option 5 contemplated the use of the “Normalized Difference Infrared Index” (NDII) (Hunt and Rock 1989) since it is a NIR-SWIR vegetation index specifically designed to maximize sensitivity to vegetation water content and minimize sensitivity to other leaf and canopy variables (Haboudane et al. 2002). For his computation, B6 was selected rather than B7 due to the same reason stated for option 3.

Table 3. Inversion options checked. Crosses mark the MODIS bands or index used for the inversion.

	B1 (620-670)	B2 (841-876)	B3 (459-479)	B4 (545-565)	B6 (1628-1652)	B7 (2105-2155)	NDII6
1	X	X	X	X	X	X	-
2	-	X	-	-	X	X	-
3	-	X	-	-	X	-	-
4	-	-	-	-	X	X	-
5	-	-	-	-	-	-	X

For each inversion option, the most appropriate number of solutions in order to retrieve a more accurate estimation of FMC was investigated. According to Weiss et al. (2000), whatever the LUT size is, the best parameter retrieval is achieved when the number of solutions ranges between 10 and 50. Consequently, for each observed spectrum, the 50 spectra having the

closest reflectance values according to RMSE* were selected from the LUT. The estimated FMC was then computed as the median over their corresponding FMC values. Finally this process was iterated selecting 5 spectra less each time.

LUT performance assessment

The absolute RMSE value between the field-measured FMC and the estimated one was computed for each of the inversion options in order to choose the most accurate one. Finally, in order to check the performance of the *Quercus ilex*-specific LUT built in this study against a generic one, the same MODIS spectrums were used to carry out the best inversion option with a LUT built using Mediterranean shrubland data, as explained in Yebra et al. (2008). Its retrievals were evaluated using the same field FMC measurements.

RESULTS AND DISCUSSION

The PROSPECT-SAILH inversion performed better for FMC retrieval when using the NDII6 (option 5) and selecting the 10 best cases as the solution (RMSE=26.28%) (figure 2). When the number of selected cases was higher than 10 the distribution of the solutions in terms of FMC (EWT/DMC) was too wide to obtain good estimates so the RMSE increased (30.8% with 35 to 45 solutions).

Option 3 and 4 had the highest RMSE, whatever the number of selected cases was (average RMSE=35%), which suggested that FMC is less accurately estimated when using only two MODIS bands. This is in disagreement with Bowyer and Danson (2004) who stated that bands located in the NIR and the shortest band of the SWIR region (B6) were enough for an accurate estimation of FMC, although requiring further experimental work to confirm this assertion. On the other hand, Weiss et al. (2000) found that the highest RMSE values between actual and estimated biophysical variables were found when less than two bands were used for the inversion. Within the remaining inversion options, option 2 performed slightly worse than option 1. This disagrees with previous comments that visible wavelengths are not directly sensitive to variations in FMC and, consequently, they might add noise rather than significant information when used for the inversion. Nevertheless, those bands add indirect information about the water content due to the fact that vegetation water stress tends to decrease $Ca+b$ in the leaf (Munné-Bosch 2000) and therefore, indirectly produces variations in the visible wavelengths.

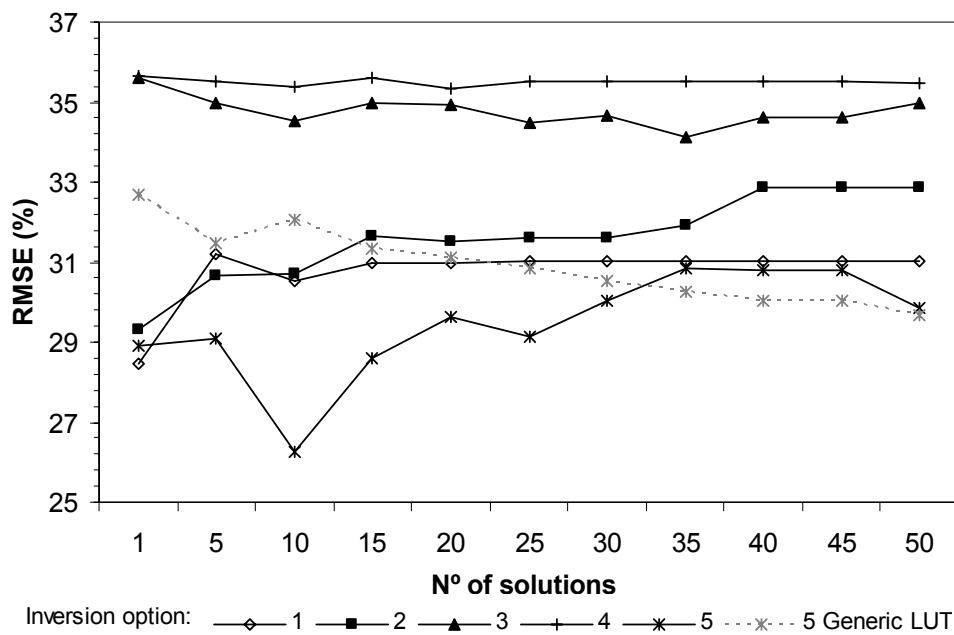


Figure 2. RMSE values between actual and estimated FMC using the specific and the generic LUT for each of the five inversion options

Using the generic LUT and the NDII6 to estimate the FMC for the same validation database produced poorer results (figure 1). In this case, the RMSE between the observed and the estimated FMC was 32.7% when selecting the best case as solution against 28.9% with the same conditions but using the specific LUT. However, when increasing the number of solutions to more than 10, the accuracy of the estimations using the generic LUT steadily decreased to similar values (29.7% and 29.8% for the generic and specific LUT, respectively, when using the median of the 50 best cases as the estimated FMC). This illustrates the fact that the probability of an ill-posed FMC estimation is lower when using a specific LUT than a generic one; the latter needs in fact to include a large number of similar spectra (50) to have the most accurate FMC estimation while the specific LUT only needs 10 similar spectrum to have the best estimations. It is worth mentioning that the differences in accuracy of the estimations using the specific and the generic LUT were not highly different (29% and 31% in average for the specific and the generic LUT, respectively). This is due to the fact that both LUTs were built under controlled conditions using as input measurements of Mediterranean species which adopt similar adaptations mechanisms to the environmental stresses, having similar biophysical parameters ranges of variation and combinations within the range. The differences in accuracy might have been greater if a non controlled LUT had been used for the comparison.

CONCLUSIONS

In this study, a LUT inversion approach was used for FMC retrievals in a *Quercus ilex* dominated area. A specie-specific LUT was built using the combinations of biophysical parameters observed in *Quercus ilex* while drying under experimental conditions. Different inversion options were explored for the selection of the most efficient and accurate one. The selected option was the one relying on NDII6. The estimated FMC was computed as the median FMC value of the 10 best solutions. This option, on one hand, yielded the lowest RMSE between actual and estimated FMC and on the other hand, most reduced the computational time, as less radiometric information were required for the inversion. Also, as preliminary conclusion, it has been shown that including observed biophysical parameter combinations of the dominant species in the area of interest, when building the LUT, lead to more accurate estimations than when using generic inputs. A generic LUT can yield similar precision but only when increasing the number of best solutions, with consequent larger computer resources and time requirements. The LUT built in this study can be used to accurately estimate FMC of *Quercus ilex* and similar species dominated areas. Further work will focus on generating a LUT adapted to a wider range of species based on data extracted from field measures and literature.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research has been funded by the Spanish Ministry of Education and Science by means of the FPU grant program, and the CICYT Firemap project (CGL2004-060490C04-01/CLI). We would like to give special thanks to Cesar Lobo for their computer programming help, Angela de Santis for sharing laboratory measurements and Marco Trombetti for his comments and suggestions.

REFERENCES

- Bowyer, P., & Danson, F.M. (2004). Sensitivity of spectral reflectance to variation in live fuel moisture content at leaf and canopy level. *Remote Sensing of Environment*, 92, 297-308
- 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, 11-23
- Castro-Díez, P., Villar-Salvador, P., Pérez-Rontomé, C., Maestro-Martínez, M., & Montserrat-Martí, G. (1997). Leaf morphology and leaf chemical composition in three *Quercus* (Fagaceae) species along a rainfall gradient in NE Spain. *Trees - Structure and Function*, 11, 127-134

- Chen, D. (2005). Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 98, 225-236
- Chuvienco, E., Aguado, I., Cocero, D., & Riaño, D. (2003). Design of an Empirical Index to Estimate Fuel Moisture Content from NOAA-AVHRR Analysis. In *Forest Fire Danger Studies. International Journal of Remote Sensing*, 24, 1621-1637
- Chuvienco, E., Cocero, D., Riaño, D., Martín, M.P., Martínez-Vega, J., de la Riva, J., & Pérez, F. (2004). Combining NDVI and Surface Temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 92, 322-331
- Combal, B., Baret, F., Weiss, M., Trubuil, A., Mace, D., Pragnere, A., Myneni, R., Knyazikhin, Y., & Wang, L. (2002). Retrieval of canopy biophysical variables from bidirectional reflectance using prior information to solve the ill-posed inverse problem. *Remote Sensing of Environment*, 84, 1-15
- De Santis, A., Vaughan, P., & Chuvienco, E. (2006). Foliage moisture content estimation from 1-D and 2-D spectro-radiometry for fire danger assessment. *Journal of Geophysical Research - Biosciences*, 111, doi:10.1029/2005JG000149
- Haboudane, D., Miller, J.R., Tremblay, N., Zarco-Tejada, P.J., & Dextraze, L. (2002). Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 81, 416-426
- Hunt, E.R., & Rock, B.N. (1989). Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectance's. *Remote Sensing of Environment*, 30, 43-54
- Jacquemoud, S., & Baret, F. (1990). PROSPECT: A Model of Leaf Optical Properties Spectra. *Remote Sensing of Environment*, 34, 75-91
- Knyazikhin, Y., Glassy, J., Privette, J.L., Tian, Y., Lotsch, A., Zhang, Y., Wang, Y., Morisette, J.T., Votava, P., Myneni, R.B., Nemani, R.R., & Running, S.W. (1999). MODIS leaf area index (LAI) and fraction of photosynthetically active radiation absorbed by vegetation (fpar) product (MOD15). Algorithm theoretical basis document. <http://eosps0.gsfc.nasa.gov/atbd/modistables.html>.
- Munné-Bosch, S., & Alegre, L. (2000). Changes in carotenoids, tocopherols and diterpenes during drought and recovery, and the biological significance of chlorophyll loss in *Rosmarinus officinalis* plants. *Planta*, 210, 925-931
- Riaño, D., Ustin, S.L., Usero, L., & Patricio, M.A. (2005). Estimation of fuel moisture content using neural net-works. *Artificial Intelligence and Knowledge Engineering Applications: A Bioinspired Approach, Pt 2, Proceedings*, 3562, 489-498
- Roberts, D.A., Peterson, S., Dennison, P.E., Sweeney, S., & Reche, J. (2006). Evaluation of Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS) measures of live fuel moisture and fuel condition in a shrubland ecosystem in southern California. *Journal of Geo-physical Research*, 111, G04S02, doi:10.1029/2005JG000113
- Stow, D., Niphadkar, M., & Kaiser, J. (2005). MODIS-derived visible atmospherically resistant index for monitoring chaparral moisture content. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 3867-3873
- Ustin, S.L., Roberts, D.S., Pinzón, J., Jacquemoud, S., Gardner, M., Scheer, B., Castañeda, C.M., & Palacios-Orueta, A. (1998). Estimating canopy water content of chaparral shrubs using optical methods. *Remote Sensing of Environment*, 65, 280-291
- Verhoef, W. (1984). Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: the SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, 16, 125-141
- Vermote, E. F., & Vermeulen, A. (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09), ATBD version 4.0.
- Weiss, M., Baret, F., Myneni, R.B., Pragnère, A. y Knyazikhin, Y.. (2000). Investigation of a model inversion technique to estimate canopy biophysical variables from spectral and directional reflectance data. *Agronomie*, 20, 3-22
- Yebra, M., Chuvienco, E., & Riaño, D. (2008). Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148: 523-536.
- Zarco-Tejada, P.J., Rueda, C.A., & Ustin, S.L. (2003). Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment*, 85, 109-124



CAPÍTULO 5: INTERÉS DE CONSIDERAR
FACTORES ECOLÓGICOS EN EL EMPLEO
DE MODELOS DE REFLECTIVIDAD:
ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE
HUMEDAD DE MATORRALES
MEDITERRÁNEOS MEDIANTE IMÁGENES
MODIS

Publicación correspondiente:

Yebra, M. y E. Chuvieco (2008d). Interés de considerar factores ecológicos en el empleo de modelos de reflectividad: estimación del contenido de humedad de matorrales Mediterráneos mediante imágenes MODIS. La teledetección en estudios ecológicos, Revista Ecosistemas. En prensa.

Locura es seguir haciendo lo mismo,
y esperar resultados diferentes.

Albert Einstein

INTERÉS DE CONSIDERAR FACTORES ECOLÓGICOS EN EL EMPLEO DE MODELOS DE REFLECTIVIDAD: ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DE MATORRALES MEDITERRÁNEOS MEDIANTE IMÁGENES MODIS.

RESUMEN

El uso de modelos de simulación de la reflectividad (MSR) para la estimación de parámetros biofísicos mediante imágenes de satélite se ha desarrollado notablemente en los últimos años, gracias a su poder de generalización, si bien resulta complejo utilizarlos operativamente, principalmente a consecuencia de su difícil parametrización.

En este trabajo se presentan los principales problemas que plantea el uso de los MSR en teledetección, resaltando la importancia de considerar relaciones ecofisiológicas entre las variables de entrada de estos modelos. Esto permitiría plantear escenarios de simulación realistas y evitar incertidumbres en las inversiones.

Se presenta como caso práctico la estimación del contenido de humedad de matorrales mediterráneos a partir de imágenes MODIS, empleando los MSR denominados PROSPECT y SAILH. En el trabajo se demuestra cómo, al considerar la co-variación de las variables de entrada se evitan una buena parte de los problemas en la inversión, lográndose estimaciones más precisas (con errores medios cercanos al 30%) que si las variables se parametrizan aleatoriamente (errores próximos al 50%).

Palabras clave: Remote Sensing, MODIS, Radiative Transfer Models, Mediterranean shrub, Fuel Moisture Content.

ABSTRACT

Considering ecological factors in using of simulation reflectance models: estimation of moisture content of Mediterranean shrubs from MODIS imagery.

Simulation approaches based on Radiative Transfer Models (RTM) have been widely used in the last few years to estimate biophysical parameters from remotely sensed data. Their use is based on their physical basis which provides a better understanding of the relationships between the input variables, as well as their greater generalization power than the empirical models. However, the operational use of RTM is constrained by the difficulty of providing correct parameterization of the input variables.

This paper reviews the main problems of using RTM to accurately estimate biophysical variables from satellite images, highlighting the need for considering ecophysiological relationships between the input variables. In this way, the simulations would be based on the generation of realistic scenarios, and avoiding ill-posed inversions.

A case study, focused on the estimation of Live Fuel Moisture Content (FMC) from MODIS images is presented to illustrate this approach. The selected RTM were PROSPECT and SAILH. As a result of this exercise, it is shown that the operational use of these models is greatly enhanced by considering the co-variation between the input variables. Estimation errors were reduced (average errors close about 30%) from those obtained using a random variation of input parameters (average errors about 50%).

Keywords: Theoretical models, RTM, Mediterranean shrub, Biophysical parameters, FMC, Remote Sensing.

INTRODUCCIÓN

Una imagen de satélite puede considerarse como una matriz de mediciones de una determinada variable física, realizadas a intervalos regulares, de acuerdo a la resolución

espacial del sensor. Esa variable puede ser directamente detectada por el sensor (e.g. radiancias, distancias, intensidades), o estar indirectamente relacionada con ella, en la medida en que influye en la radiancia o distancia. Estas últimas se denominan variables indirectas en teledetección, y son las de mayor interés para el usuario (clorofila, temperatura, turbidez, etc.). Para estimar esas variables a partir de una imagen es preciso aplicar algún modelo que relacione la variable con los valores detectados por el sensor. Ese modelo debería poder aplicarse a toda la imagen, ser reproducible por otros investigadores en similares condiciones y presentar la menor dependencia posible de factores extraños a la variable que quiere estimarse (atmósfera, iluminación, ángulos de observación, etc.). Idealmente, también debería ser generalizable a otros lugares o situaciones y tener una precisión conocida (Strahler et al., 1986).

Estas condiciones se pueden abordar desde dos ópticas complementarias, obteniéndose así dos tipos de modelos: inductivos y deductivos, o si se prefiere, empíricos y teóricos. Los modelos empíricos intentan establecer una relación numérica entre el parámetro a estimar y los valores del sensor, a partir de unas observaciones in situ, tomadas en el momento de adquirir la imagen. La técnica de ajuste más habitual es la regresión estadística en sus diversas variantes (Ahern et al., 1991; Ji et al., 1992), aunque también hay algunos ejemplos de ajustes mediante redes neuronales (Baret, 1995; Fourty y Baret, 1997). Las principales ventajas de los modelos empíricos son su sencillez (no requieren planteamientos a priori complejos) y la posibilidad de estimar su precisión, ya que se construyen con datos de verdad-terreno, parte de los cuales suele utilizarse para la validación. Su principal inconveniente atañe a su escasa capacidad de generalización, ya que sólo podrían aplicarse con las mismas o similares condiciones de entrada en las que se generaron (sensor, rango de variación de la variable que se estima, condiciones de observación o atmosféricas, etc.).

En cuanto a los modelos teóricos, pretenden establecer relaciones de validez general, independientes de unas determinadas condiciones de observación, a partir de una relación física entre el parámetro a estimar y la radiancia de la imagen. Por ejemplo, sabemos que la clorofila absorbe determinadas longitudes de onda; si esa absorción fuera exclusivamente debida a la clorofila en determinadas bandas del espectro, bastaría conocer la magnitud de esa absorción (función inversa de la reflectividad) para estimar la clorofila de las hojas. Claro está

que la realidad es algo más compleja, por lo que es preciso incluir otros factores para explicar de modo realista la señal detectada por el sensor y para eliminar las incertidumbres. El modelo teórico puede plantearse en (i) modo directo, variando los parámetros de entrada para observar cómo cambia la reflectividad simulada, o (ii) inverso, a partir de la reflectividad medida por el sensor, estimar qué cantidad de una determinada variable estaba presente en el área observada (Dymond et al., 2001; Fourty y Baret, 1997; Jacquemoud, 1993; Zarco-Tejada et al., 2004). Si las relaciones fueran suficientemente estables, el modelo podría invertirse para cualquier lugar y sensor, facilitándose mucho la interpretación automática de la imagen. Los modelos teóricos más utilizados estiman la reflectividad a nivel de hoja, dosel, parcela o atmósfera, y los parámetros más habituales de entrada son la clorofila, el contenido de agua y la materia seca, el índice de área foliar, la reflectividad del suelo, la proporción de cubierta verde y los ángulos de iluminación y observación (Koetz, 2005). De forma genérica, dichos modelos se denominan modelos de simulación de reflectividad (MSR). Una buena revisión de los mismos puede encontrarse en Goel (1988), mientras que una comparación cuantitativa entre estos modelos y los empíricos en Yebra et al., (2008a y b).

Con ser de gran interés, los MSR también plantean una serie de problemas

1. *Son complejos de calibrar*, pues requieren de la estimación de un número elevado de parámetros y de numerosas asunciones. Por ejemplo, *consideran que los parámetros de entrada son independientes*, cuando en realidad están relacionadas entre sí (la variación de la clorofila en las hojas no es independiente de la del agua o la materia seca, y a su vez la variación del agua influye en la materia seca o el área foliar)
2. *Su inversión no es singular*. Dicho de otro modo, un determinado valor de reflectividad puede obtenerse a partir de distintas combinaciones de parámetros de entrada, por lo que la estimación no resulta directa (Combal et al., 2002). Es preciso controlar alguno de los factores mediante mediciones externas para asegurar una inversión consistente.
3. *Relacionado con lo anterior, si la inversión parte de unas simulaciones poco realistas*, como por ejemplo una combinación de parámetros errónea o un rango de variación de los mismos fuera del observado en la naturaleza, la probabilidad de encontrar inversiones erróneas aumenta considerablemente.

Para solucionar estos problemas, la mayoría de los autores han propuesto acotar los rangos de variación para las simulaciones, de tal forma que se ajusten lo mejor posible a unas determinadas condiciones locales. No obstante, esto no evitaría combinaciones de parámetros poco realistas dentro del rango.

El objetivo principal de este trabajo es demostrar cómo la inversión de los MSR puede ser más eficiente cuando se consideran las relaciones ecológicas entre las variables de entrada. En nuestro enfoque, la mejora se basa en considerar dichas relaciones de cara a evitar escenarios de simulación poco realistas, que sólo sirvan para provocar confusiones en la inversión y dificultar el uso operativo de los MSR. Para ello, se realiza en primer lugar una revisión de la literatura ecofisiológica sobre los mecanismos que determinan relaciones entre los parámetros biofísicos incluidos en la mayoría de los MSR. Debido a que estos mecanismos varían en función del clima y la especie, la revisión se restringe a zonas de *clima Mediterráneo*.

Los parámetros biofísicos estudiados son:

1. A nivel de hoja: el contenido de agua, expresado como espesor equivalente de agua (EWT, "Equivalent Water Thickness" en g/cm^2); el contenido en materia seca (DMC, "Dry Matter Content", en g/cm^2) y la concentración de clorofila a y b (C_{a+b} , en $\mu\text{g/cm}^2$).
2. A nivel de dosel: el índice de área foliar (LAI, "Leaf Area Index", adimensional) y la distribución de los ángulos de inclinación de las hojas (LAD, Leaf Angle Distribution). La mayoría de los modelos agrupan dichas distribuciones en cuatro grupos en función de la disposición de la mayoría de las hojas. De esta manera, si la mayoría de las hojas están dispuestas horizontalmente, la LAD es planófila, si están verticalmente es erectófila, si están a 45° de la vertical, plagiófila y si están entre 0° y 90° de la vertical, extremófila.

Una vez identificadas las posibles relaciones que existen entre los parámetros anteriormente enumerados, se plantean diferentes fuentes para recopilar información sobre dichas relaciones y se proponen alternativas para emplear la información recopilada para la construcción de escenarios realistas de simulación.

Como caso práctico se presenta la estimación del contenido de humedad de la vegetación (FMC, "Fuel Moisture Content"), definida como el porcentaje de peso del agua en la planta sobre su peso seco, para distintas especies de matorral mediterráneo.

El FMC es crítico para estimar la probabilidad de ignición o propagación del fuego, así como el rendimiento de cultivos y la productividad de los ecosistemas (Boyer, 1995). En nuestro grupo de investigación se lleva trabajando desde el año 1996 en la estimación del FMC a partir de datos de satélite, principalmente mediante modelos empíricos calibrados a partir de mediciones sistemáticas de campo en el Parque Nacional de Cabañeros (4° 29' 14" O; 39° 23' 47" N), sobre imágenes NOAA-AVHRR y Landsat-TM (Alonso et al., 1996; Chuvieco et al., 2004; Chuvieco et al., 2002; García et al., 2008). Los muestreos se han realizado durante los meses de primavera y verano, cada 8 ó 16 días y en parcelas homogéneas de pastizal y matorral. A partir del 2004, se comenzó a trabajar con los MSR e imágenes Terra-MODIS por lo que, junto con el FMC necesario para validar las estimaciones, se midieron también en campo las variables más relevantes en los MSR, de cara a plantear escenarios realistas de simulación (para una descripción más detallada de los muestreos de campo consultar Chuvieco et al., 2004, y Yebra et al., 2008a). Restringimos aquí el análisis a especies de matorral, pues presentan una mayor complejidad que los pastizales, que por otra parte tratamos en otros trabajos (Yebra 2008a y b), y permiten, por tanto, analizar una mayor variedad de covariaciones en los parámetros de entrada de los MSR

Mecanismos ecofisiológicos que determinan relaciones entre los parámetros de entrada de los MSR en matorral mediterráneo.

Las zonas dominadas por el clima mediterráneo se caracterizan por la ocurrencia simultánea de alta radiación y temperatura, combinado con escasas precipitaciones durante el periodo estival, lo que genera un triple estrés en la vegetación: térmico, lumínico e hídrico (Dunn et al., 1976; Valladares et al., 2004). Las plantas desarrollan sus funciones vitales dentro de unos determinados márgenes de agua, temperatura y radiación. Por tanto, su supervivencia depende del desarrollo de *mecanismos* eficaces para hacer frente a dichos factores de estreses. De no ser así, y superarse un punto crítico, se desencadenan una serie de *efectos negativos* que pueden ser irreversibles y acabar con la muerte del individuo. Los mecanismos de respuesta ante el estrés hídrico, están estrechamente correlacionados con las respuestas al estrés térmico y lumínico (Valladares et al., 2004) y todos ellos implican co-variación en varios

de los parámetros considerados en los MSR. Dichos mecanismos pueden agruparse en: fenológicos, *morfológicos* y *fisiológicos*.

Mecanismos fenológicos

La *fenología* o estacionalidad de los eventos del ciclo vital de las plantas es el primer mecanismo que determina que los parámetros de los MSR estén correlacionados, sobre todo en lo que a las fases de *senescencia*, *abscisión foliar* y *desarrollo de nuevas hojas* se refiere. En este respecto, las especies de matorral mediterráneo se han agrupado comúnmente por su hábito foliar en dos tipos funcionales de vegetación: *caducifolio estival* y *perennifolio* (Valladares et al., 2004).

Los *caducifolios estivales* pierden el follaje justo antes del comienzo de la estación seca como mecanismo de evitación de estrés (pérdida de agua por excesiva transpiración) (Gratani y Bombelli, 1999; Nuñez-Olivera et al., 1993; Werner et al., 1999). Con ello, el parámetro de los MSR más afectado es el LAI que alcanza su valor mínimo en ese momento. A comienzos de verano, se desarrollan las nuevas hojas, con lo que el LAI se incrementa. El desarrollo de nuevas hojas va asociado, a su vez, con una disminución del DMC y un aumento de EWT y la clorofila, ya que las hojas nuevas son más tiernas, frescas y tienen mayor capacidad fotosintética que las senescentes recién despojadas (Nuñez-Olivera et al., 1996).

Por su lado, los *perennifolios*, tienen hojas con una longevidad superior al año por lo que sus parámetros se ven menos afectados por la fenología que en el grupo funcional anterior. No obstante, también experimentan pequeñas oscilaciones en el parámetro LAI, de manera que los valores máximos se dan al final de la primavera, cuando la nueva cohorte de hojas se ha desarrollado totalmente y convive con la cohorte del año anterior, y los mínimos a principios del verano, cuando la hojas senescentes de la cohorte del año anterior se despojan (Comstock y Mahall, 1985; Werner et al., 1999).

Cabe mencionar que tanto perennifolios como caducifolios presentan cierta flexibilidad fenológica en función de la severidad del estrés ambiental, lo que conlleva pequeñas variaciones interanuales en las fechas de inicio y finalización de las fenofases. No obstante, el patrón fenológico o secuencia anual de fenofases suele mantenerse constante (Nautiyal et al. 2001) con lo que, en un año especialmente seco, se puede adelantar el inicio de la abscisión

foliar y/o prolongarse su duración, pero este hecho no afectará a las relaciones entre los parámetros anteriormente comentadas.

Mecanismos morfológicos y fisiológicos

Una vez que las nuevas hojas están desarrolladas, perennifolios y caducifolios estivales desarrollan diferentes *mecanismos morfológicos y fisiológicos* de evitación de estrés ambiental en los que están implicados varios de los parámetros de los MSR. Dichos mecanismos están fundamentalmente encaminados a evitar, por un lado, el estrés hídrico, mediante el control del incremento de las pérdidas de agua por transpiración, y el estrés lumínico, que puede causar daño irreparable al aparato fotosintético (fotoinhibición crónica) y abscisión foliar (Werner et al., 1999). Las respuestas más habituales que tienen impacto sobre los parámetros de los MSR son:

1. *Disminución de superficie foliar* por la que el agua transpira y se pierde. Estos mecanismos conllevan incrementos en el *DMC* y disminuciones del *LAI* y son más propios de caducifolios estivales (Gratani et al., 2006b).
2. *Incremento de la materia seca*, ya sea por engrosamiento de las paredes celulares y cutículas protectoras de las hojas (e.g. *Erica arborea* y *Pistacea lentiscus*) o por una mayor producción de metabolitos secundarios que sirven de sumidero del exceso de energía fotoquímica y como de antitranspirantes (e.g. *Cistus ladanifer*) (Gratani y Bombelli, 2001; Núñez-Olivera y Escudero García, 1990).
3. *Cambios en la LAD*, de una planófila o plagiófila a una erectófila. Este mecanismo estructural disminuye la cantidad de luz interceptada por la hoja hasta un 20% (Comstock y Mahall, 1985) evitando estrés térmico, lumínico e hídrico. Ha sido observado tanto en perennifolios como en caducifolios estivales (Clemente et al., 2005; Valladares y Pugnaire, 1999; Werner et al., 1999).
4. Ajuste de la capacidad fotosintética mediante *disminución del contenido en clorofila*, dependiendo de la necesidad de disipar exceso de energía. También observado tanto en perennifolios como caducifolios estivales (Ain-Lhout et al., 2004; Kypris et al., 2000).

Efectos negativos del estrés ambiental

Por último, si los mecanismos de una planta para hacer frente al estrés ambiental no son lo suficientemente eficientes para evitarlo, lo que puede ocurrir sobre todo en los años o sitios más xerofíticos (Ain-Lhout et al., 2004; Gratani, 1993), su contenido de agua decrece (EWT). Asimismo, si la planta sometida a estrés hídrico pierde excesiva turgencia, el LAD tenderá a distribuciones planófilas o erectófilas (180°) y las hojas se perderán, disminuyendo así el LAI (Werner et al., 1999).

Varios autores han señalado el comportamiento hidroestable de especies perennifolias, sobre todo aquellas como *P. lentiscus* y *E. arborea* que presentan raíces profundas que permiten incrementar el acceso al agua de las capas más recónditas del suelo y altos DMC que disminuyen la transpiración, frente al fluctuante de especies caducifolias o perennifolias como *Erica multiflora*, con raíces más someras (Bussotti y Bettini, 2002; Gond et al., 1999; Gratani y Bombelli, 2001; Galmes, 2007). Por su lado, Gratani et al. (2004a) encontraron que las especies que sufren un alto estrés, como *Cistus incanus* y *Rosmarinus officinalis* (la primera debido a su bajo DMC y, la segunda, por su baja tolerancia a las altas temperaturas), perdían un 50% de sus hojas después de un periodo de sequía extrema..

Fuentes de información sobre relaciones entre los parámetros empleados en los MSR en matorral Mediterráneo

En función de los párrafos anteriores, podemos concluir que existen relaciones entre las variables de entrada de los MSR en función de: (i) la severidad de la sequía, (ii) la eficacia de los mecanismos de las plantas para hacer frente a la sequía, que a su vez depende del tipo funcional de vegetación y (iii) la fenofase en la que la planta se encuentre. Así por ejemplo, Gratani y colaboradores (2006a) encontraron valores de DMC más elevados en aquellos años caracterizados por mayor estrés ambiental en una serie de especies perennifolias. En otro estudio, Gratani (1993) señala que el LAI de especies mediterráneas, habitualmente comprendido entre 1 y 2, puede incrementarse a 3 o incluso 4, en situaciones de balance hídrico favorable. Por tanto, para generar escenarios realistas que conlleven a estimaciones precisas de parámetros biofísicos se debe recopilar información sobre los parámetros en todas estas situaciones. Dicha información puede obtenerse mediante el diseño de experimentos controlados, ya sea en laboratorio o en condiciones naturales, o de la literatura.

Experimentación en condiciones de laboratorio y naturales

Esta es una forma relativamente fácil de obtener medidas simultáneas de los parámetros utilizados en los MSR. Varios autores han propuesto mediciones de laboratorio con especies que se van secando paulatinamente (por ejemplo, De Santis et al. (2006) con plántulas de *Quercus ilex*). Sin embargo, conviene ser precavido si se decide utilizar las mediciones derivadas de estas experimentaciones, ya que, por un lado, varios estudios han señalado que la estrategia hídrica de plántulas puede variar significativamente a la seguida por adultos de la misma especie, y, por otro, en condiciones naturales ocurre simultáneamente estrés hídrico, lumínico y térmico y los mecanismos de respuesta de uno están relacionados con los de los otros. Esto conduce a determinadas relaciones entre parámetros no observables en condiciones de laboratorio (Valladares et al., 2004). Por ello, se hace necesario que el diseño de la experimentación sea lo más realista posible y someta a la planta no solo a estrés hídrico sino también lumínico y térmico. De no ser así, no se tendrían escenarios de simulación completos de situaciones encontradas en la naturaleza, lo que podría llevar a imprecisiones en las estimaciones.

Por todas las razones anteriormente citadas, la experimentación en condiciones naturales es más adecuada, si bien presenta mayor complejidad logística. Como ejemplos, se pueden citar las medidas tomadas en condiciones naturales por Gond et al. (1999) en especies forestales de clima templado y Yebra et al (2008) en especies de matorral mediterráneo.

Fuentes bibliográficas.

Existen numerosos estudios en la literatura ecofisiológica que presentan medidas de los parámetros de los MSR correspondiente a diferentes especies y años. Sin embargo, generalmente las medidas están muy dispersas en la literatura, son incompletas (un mismo estudio no contempla todos los parámetros considerados en los MSR), o se presentan en diferentes unidades (por ejemplo, el contenido de agua suele estar expresado como humedad relativa, esto es la proporción entre el peso fresco a máxima turgencia y el peso seco). En otros casos, no se emplea una nomenclatura estandarizada, lo que dificulta la búsqueda (tabla 1)

Tabla 1- Términos usados en la literatura ecofisiológica para parámetros de los MSR.

Literatura	Símbolo	Referencia	MSR
Succulence index	SUCC	(Bussotti y Bettini, 2002; Gratani, 1993)	EWT
Areal leaf mass	ALM	(Tsialtas et al., 2004)	DMC
Leaf mass per area	LMA	(Clemente et al., 2005; Gratani y Bombelli, 1999; Gratani et al., 2006b; Gratani y Varone, 2004b; Paula y Pausas, 2006)	DMC
Specific leaf weight	SLW	(Gratani y Bombelli, 2000; Núñez-Olivera y Escudero García, 1990)	DMC
Specific leaf mass	SLM	(Gratani y Bombelli, 2001) or Leaf specific mass (LSM) (Nardini, 2001)	DMC
Sclerophylly index	SI	(Dunn et al., 1976; Gratani, 1993; Gullo y Salleo, 1988; Núñez-Olivera et al., 1996)	DMC

Planteamientos para considerar las relaciones entre los parámetros en la inversión de los MSR

Hay fundamentalmente dos planteamientos para considerar las relaciones ecológicas entre los parámetros de los MSR en la inversión: “a priori” o “a posteriori” del empleo del MSR (fig. 1). En el primer planteamiento, se trata de generar escenarios de simulación lo más realistas posibles, de acuerdo a los parámetros que se hayan medido simultáneamente o en condiciones similares. Una vez construidos los escenarios, se usan los MSR en modo directo para generar los espectros de referencia de cara a la inversión. En consecuencia, la búsqueda de la solución óptima para la inversión se realizará únicamente entre espectros realistas, lo que disminuye altamente la probabilidad de una inversión errónea. Como ejemplo de esta perspectiva se puede citar el trabajo de Yebra y Chuvieco (2008c). En este trabajo los autores emplean las mediciones simultáneas de los diferentes parámetros tomadas por De Santis et al. (2006) en *Q. ilex* para parametrizar los MSR y generar espectros de referencia realistas. Posteriormente obtienen estimaciones bastante precisas de FMC a partir de reflectividades medidas por MODIS y la inversión de PROSAILH en zonas dominadas por dicha especie (error cuadrático medio, RMSE≈26,28%).

Por otro lado, en el planteamiento “a posteriori”, únicamente se delimita el rango de variación de cada uno de los parámetros a un rango observado o razonable en función de la experiencia del intérprete. Posteriormente, se simulan tantos espectros como combinaciones aleatorias de esos parámetros, generándose un gran número de espectros muchos de los cuales responden

a condiciones poco realistas. Para evitar que la inversión seleccione dichos espectros inadecuados, se emplea un criterio ecológico a posteriori para eliminarlos de la inversión. Por ejemplo, Yebra et al. (2008a) generaron un conjunto de 2270 espectros correspondientes a coberturas de pastizal combinando aleatoriamente cada uno de los parámetros de entrada a los MSR (previamente delimitados a un rango observado en el P.N. de Cabañeros). Posteriormente, emplearon una relación empírica entre LAI y FMC para filtrar todos aquellos casos simulados alejados un 10% del error de dicho ajuste. En este caso, también recurrieron a espectros MODIS para invertir PROSPECT+SAILH y obtener estimaciones de FMC bastante precisas (RMSE=24,54%).

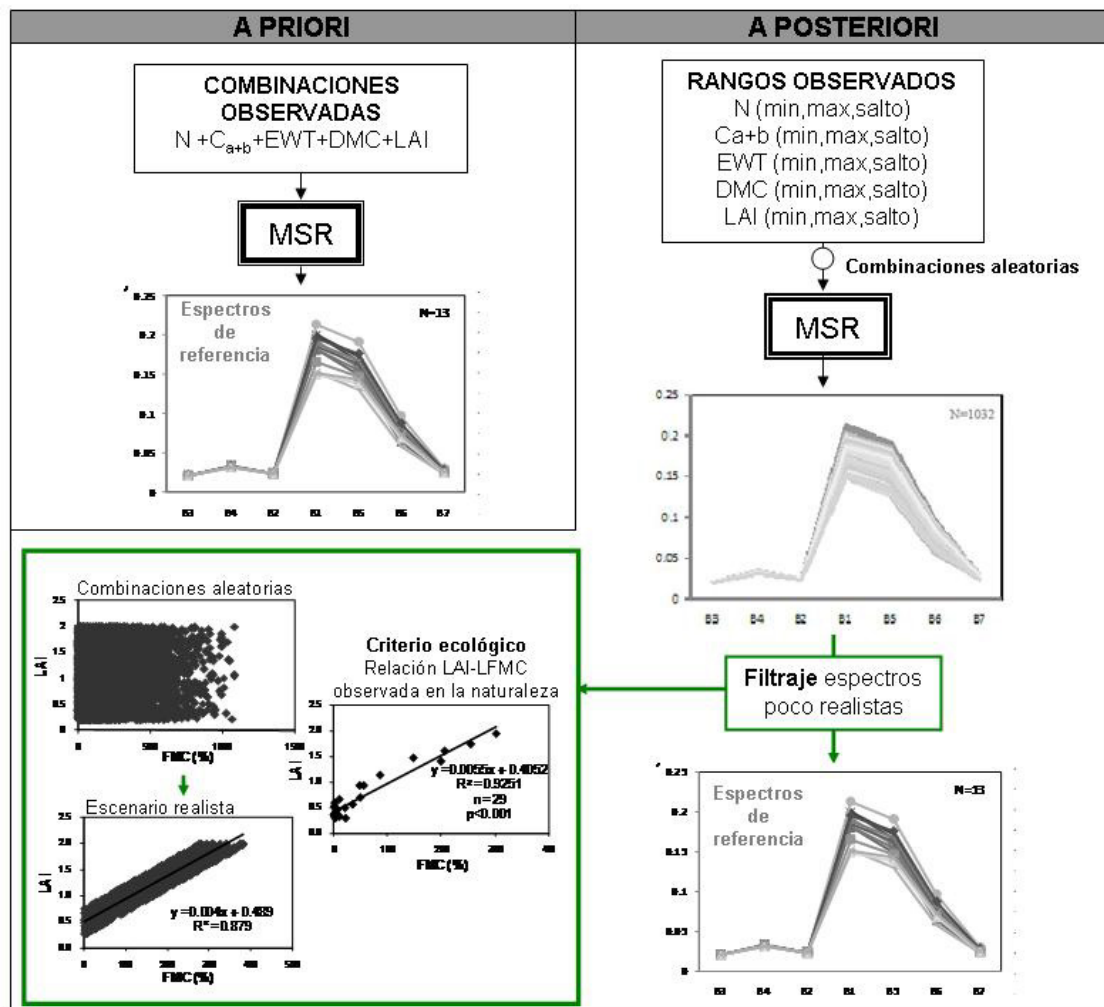


Figura 1. Planteamientos a priori y posteriori para considerar las relaciones ecológicas entre los parámetros de los MSR en la construcción de escenarios realistas de simulación.

Caso práctico: Estimación de contenido de humedad de la vegetación mediterránea mediante imágenes MODIS

El presente caso práctico trata de demostrar como la inversión de los MSR puede mejorar notablemente las estimaciones de FMC cuando se considera las relaciones ecológicas entre los parámetros de entrada a los MSR.

Los modelos de simulación de la reflectividad seleccionados para ello son el PROSPECT (Jacquemoud, 1990) y SAILH (versión de Kuusk, 1985), ambos basados en la ecuación de transferencia radiativa. El primero representa las propiedades ópticas de las hojas en el espectro solar (entre 400 y 2500 nm.) considerándolas como una pila de N láminas con superficies rugosas plano-paralelas compuestas de elementos absorbentes y dispersores. La dispersión, se describe mediante un índice de refracción espectral (n , constante) y un parámetro N que indica el número de láminas consideradas. La absorción es modelada usando los coeficientes de absorción espectral de la $Ca+b$, el EWT y el DMC. En cuanto al SAILH, se trata de un modelo de turbidez a nivel de dosel, por lo que trata la cobertura vegetal como una capa horizontal infinitamente extendida, uniforme y plana, formada por elementos de vegetación distribuidos de forma aleatoria en capas paralelas que hacen de pequeñas partículas reflectoras que absorben dependiendo de sus propiedades ópticas (reflectividad y transmisividad). SAILH permite simular la reflectividad a nivel de dosel teniendo en cuenta la reflectividad y transmisividad de la hoja, la reflectividad del suelo, el LAI, la LAD, el aporte de radiancia difusa por parte de la atmósfera y los ángulos de observación e iluminación. También incorpora un parámetro denominado "hotspot" (definido a partir de la relación entre el tamaño de hoja y la altura de dosel) que sirve para estimar los efectos asociados a las sombras en el dosel. Como el SAILH requiere conocer la reflectividad y transmisividad de la hoja, la cual se deriva del modelo PROSPECT, es frecuente que ambos modelos se utilicen encadenadamente (denominándose PROSAILH). Estos modelos se han empleado para simular la reflectividad de un dosel vegetal en múltiples aplicaciones desde hace más de 16 años (Jacquemoud et al., 2008).

La variable que nos interesa en este estudio (el FMC) no es un parámetro directo de ninguno de los modelos empleados, pero se puede obtener a partir del cociente de los parámetros EWT y DMC del modelo PROSPECT.

$$FMC(\%) = \frac{P_f - P_s}{P_s} \times 100 = \left(\frac{\frac{(P_f - P_s)}{A}}{\frac{P_s}{A}} \right) \times 100 = \frac{EWT}{DMC} \times 100 \quad (1)$$

donde P_f = peso fresco, P_s = peso seco y A = área de la hoja.

La información necesaria para generar los escenarios de simulación realistas se obtuvo de mediciones realizadas en el P.N. de Cabañeros para dos especies pertenecientes a dos tipos funcionales diferentes, *Phillyrea angustifolia* (perennifolia) y *Cistus ladanifer* (caducifolia estival), y durante dos años caracterizados por diferente régimen de precipitaciones y temperaturas 2005 (especialmente seco) y 2007 (año medio). De esta manera se contó con medidas de los parámetros en cuatro situaciones bien diferenciadas que se dan en la naturaleza:

- A. *Caducifolios estivales sometidos a alto estrés estival* (mediciones de *C. ladanifer* durante el 2005, figura 2.A). En esta situación, se observa como *C. ladanifer* incrementa su DMC y disminuye su C_{a+b} desde la primavera al verano como mecanismo de reducción de la evapotranspiración y evitación de la fotoinhibición. Sin embargo, estos mecanismos no son suficientes para evitar pérdidas de agua, y éstas a su vez no pueden ser compensadas con incrementos en la absorción de agua, debido a sus raíces someras, con lo que el EWT y el FMC decrecen de forma constante hasta el final del verano. Por tanto, en primavera (periodo sin estrés) se combinan valores medios de DMC con altos de EWT, FMC y C_{a+b} , mientras que en verano habrá valores altos de DMC y bajos del resto de los parámetros. Como excepción, encontramos los valores medidos el 21 junio en donde se produce una disminución del DMC y un incremento de la C_{a+b} coincidiendo con el rebrote de nuevas hojas.
- B. *Caducifolios sometidos a un moderado estrés estival* (mediciones de *C. ladanifer* durante el 2007, figura 2.B). Las tendencias de DMC y C_{a+b} son similares a la situación anterior. No obstante, al estar *C. ladanifer* sometida a menor estrés se observa como el DMC es significativamente menor que en el año más seco (Mann-Whitney U, $p < 0.05$) y el FMC mayor, si bien la diferencia no es significativa (Mann-Whitney U, $p > 0.05$). También

conviene observar como los valores de verano son similares a aquellos medidos en primavera del 2005.

- C. *Perennifolios sometidos a alto estrés estival* (mediciones de *P. angustifolia* durante el 2005, figura 2.C). Se puede observar como EWT y DMC evolucionan paralelamente, lo que hace que el FMC permanezca prácticamente constante. A su vez, la C_{a+b} es también bastante constante durante todo el periodo, ya que esta especie presenta una LAD erectófila que evita eficazmente el estrés lumínico. El fuerte descenso del DMC y el EWT observado el 26 de mayo coincide con las hojas de la nueva cohorte muestreadas en esa fecha.
- D. *Perennifolios sometidos a un moderado estrés estival* (mediciones de *P. angustifolia* durante el 2007, figura 2.D). De nuevo EWT y DMC siguen una evolución paralela y el FMC es prácticamente constante, si bien en este caso EWT y DMC sufren menor oscilación.

El LAI fue medido a nivel de parcela y tres veces durante los periodos de muestreo: antes del verano y la caída de las hojas de *C. ladanifer* (0,5 y 1,7, años 2005 y 2007, respectivamente), después del crecimiento de las nuevas hojas (0,8 y 2, años 2005 y 2007, respectivamente) y al final del periodo de muestreo (0,3, 1,8, años 2005 y 2007, respectivamente).

Toda esta información ecológica recogida “*a priori*” fue empleada para construir escenarios realistas de simulación, de manera que cada una de las mediciones simultáneas presentadas anteriormente fue introducida en PROSAILH para generar un espectro de referencia.

El parámetro N (relacionado con la estructura interna de la hoja) del modelo PROSPECT fue el único parámetro no medido a nivel de hoja, por lo que se seleccionó un valor teórico para cada observación. Para ello se tuvo en cuenta que está positivamente relacionado con el DMC y que valores superiores a 2,5 representan hojas senescentes con una estructura interna desorganizada (Jacquemoud, 1990). El parámetro LAD del modelo SAILH tampoco fue medido, por lo que a cada observación se le asignó un LAD en base a los comentarios realizados anteriormente sobre los mecanismos de evitación de estrés y observaciones de campo (tabla 2).

De esta manera, se obtuvieron 26 espectros de referencia (13 para cada una de las especies). Por último, debido a que el objetivo final del estudio es invertir los MSR empleando espectros extraídos de imágenes de baja resolución, en donde un píxel representa parcelas mixtas de

matorral mediterráneo, se realizó una combinación lineal (mediante un simple promedio) de los espectros obtenidos para cada especie, quedando finalmente 13 espectros de referencia (figura 3).

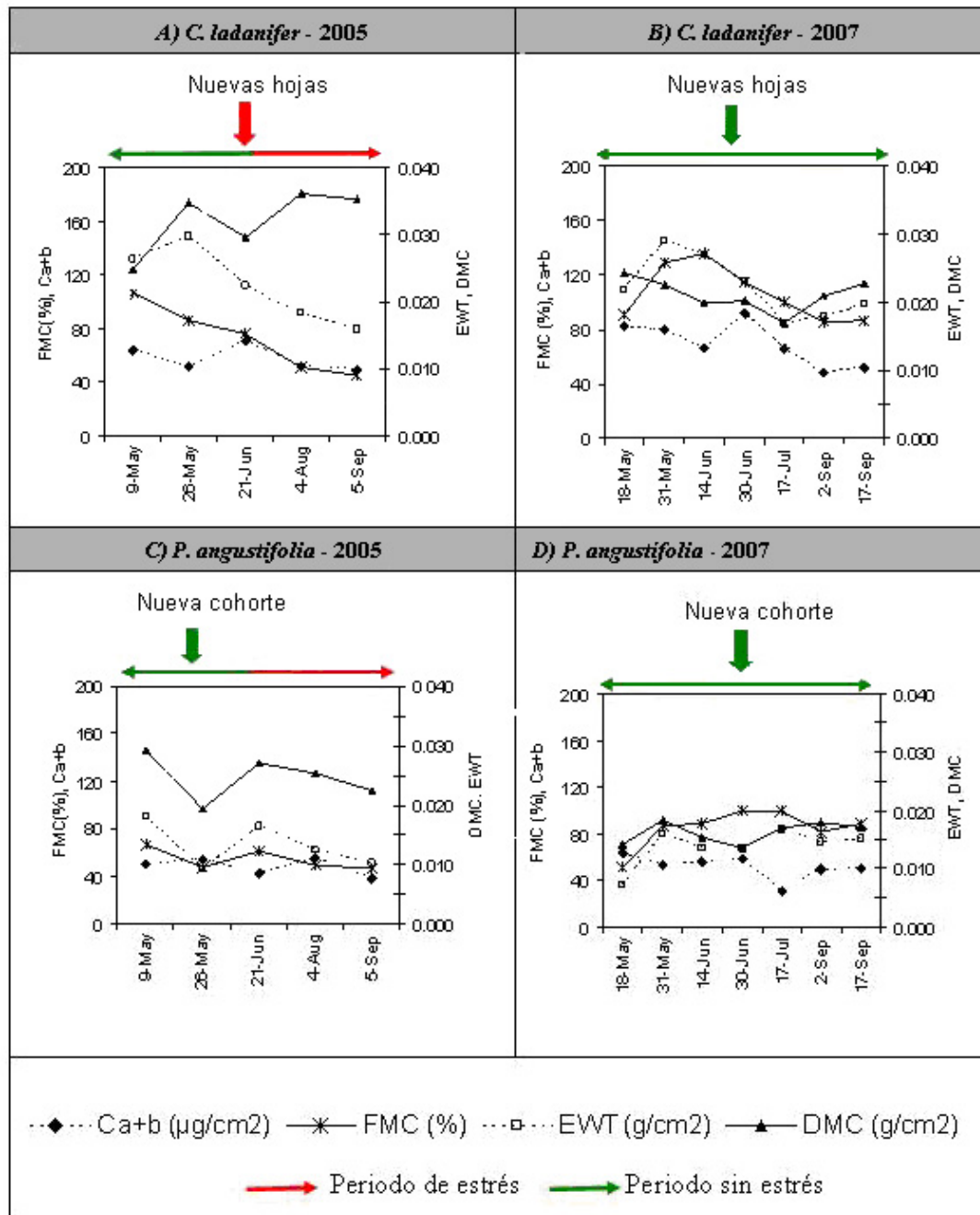


Figura 2. Dinámica temporal de los parámetros de los MSR a nivel de hoja.

Tabla 2. Escenario de simulación ecológico para la inversión de los MSR.

ESCENARIO			N	Ca+b ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	EWT (g/cm^2)	DMC (g/cm^2)	LAI	LAD**
A	CADUCIFOLIOS ESTIVALES + Alto estrés estival	Primavera	1,5	82,94	0,0316	0,0251	0,5	Pn.
			1,5	63,21	0,0263	0,0247	0,5	Pn.
			3	51,84	0,0297	0,0346	0,5	Pn.
		Verano	2*	70,46*	0,0223*	0,0295*	0,8*	E. *
			3,5	51,24	0,0182	0,0360	0,3	Pn.
			3,5	48,79	0,0157	0,0352	0,3	E.
B	CADUCIFOLIOS ESTIVALES + Moderado estrés estival	Primavera	1,5	82,17	0,0219	0,0242	1,7	Pg.
			1	79,37	0,0290	0,0225	1,7	Pg.
			1,5	66,52	0,0270	0,0199	1,7	Pg.
		Verano	1,5*	91,50*	0,0231*	0,0202*	2*	E. *
			1,5	66,00	0,0170	0,0170	2	E.
			2	48,24	0,0179	0,0209	1,8	Pg.
			1	51,50	0,0197	0,0227	1,8	Pg.
C	PERENNIFOLIOS + Alto estrés estival	Primavera	1,5	51,39	0,0180	0,0158	0,5	Pg.
			2	50,29	0,0181	0,0293	0,5	Pg.
			2	53,93	0,0091	0,0193	0,5	E.
		Verano	2,5	42,20	0,0163	0,0270	0,8	E.
			2,5	54,83	0,0124	0,0253	0,3	E.
			2,5	37,64	0,0103	0,0224	0,3	E.
D	PERENNIFOLIOS + Moderado estrés estival	Primavera	1,5	63,00	0,0072	0,0141	1,7	Pg.
			2	53,63	0,0160	0,0184	1,7	Pg.
			1,5	55,88	0,0136	0,0153	1,7	Pg.
		Verano	1,5	58,23	0,0136	0,0136	2	Pg.
			2	26,00	0,0170	0,0170	2	E.
			2	49,15	0,0147	0,0180	1,8	E.
			2	50,11	0,0152	0,0171	1,8	E.

*Nuevas hojas. **Pn.=Planófila, E.= Erectófila, Pg.=Plagiófila.

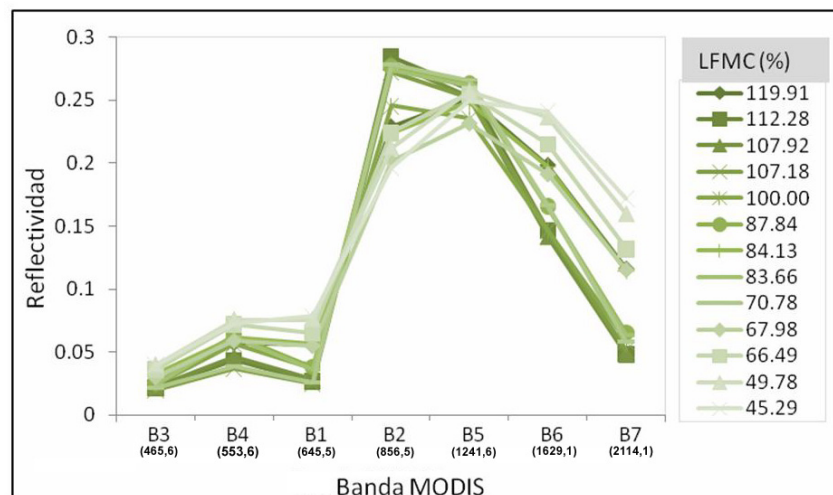


Figura 3. Espectros de referencia.

Los espectros observados necesarios para invertir PROSAILH se obtuvieron del producto MOD09v004 del sensor Terra-MODIS (Vermote y Vermeulen 1999). Este producto es un compuesto de 8 días de las 7 primeras bandas de reflectividad del sensor MODIS a 500m de resolución espacial.

Se descargaron un total de 73 imágenes, correspondientes al área del P.N. Cabañeros y los años comprendidos entre el 2001 y el 2007, del servidor LP DAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center: <http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>, mayo 2008). Las imágenes así obtenidas se re proyectaron de sinusoidal a proyección UTM, usando el datum Europeo medio de 1950. Los valores de reflectividad característicos de cada una de las parcelas de matorral se extrajeron de dichas imágenes como la mediana de ventanas de 3 x 3 píxeles en torno al centro de cada parcela, de cara a paliar pequeños desplazamientos que pudieran haberse dado en la georeferenciación de las imágenes.

Una vez extraídos los valores de reflectividad de las imágenes MODIS se programó una rutina en C++ para invertir PROSAILH y estimar FMC. Dicha rutina primero evaluó la similitud entre cada espectro observado y los simulados, de cara a extraer el más similar y su correspondiente FMC. Como función de similitud se eligió el error cuadrático medio relativo ($RMSE_p^*$) formulado de acuerdo a Weiss et al (2000):

$$RMSE_p^* = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod}}{\rho_{i,Obs}} \right)^2} \quad (2)$$

donde $\rho_{i,Obs}$ y $\rho_{i,mod}$ son la reflectividad observada y simulada, respectivamente, en la banda i , y n el número de bandas espectrales consideradas en la comparación.

La validación de las estimaciones de FMC se llevó a cabo con las mediciones tomadas en el P.N de Cabañeros durante los años 2001-2004. Las observaciones de los años 2005 y 2007 se descartaron, ya que fueron empleadas para la construcción de los escenarios de simulación y los espectros de referencia. De esta manera se contó con un total de 33 observaciones.

Finalmente, con el objetivo de demostrar que la consideración de las relaciones ecológicas entre parámetros en la inversión de PROSAILH mejora las estimaciones de FMC frente al método que únicamente considera el rango de variación de cada uno de los parámetros de

entrada, se llevó a cabo la inversión de PROSAILH empleando un escenario de simulación construido en base a los rangos observados en el P.N. de Cabañeros.

Los resultados mostraron que las estimaciones de FMC mediante la inversión de PROSAILH empleando los 13 espectros de referencia simulados introduciendo información ecológica a priori (escenario ecológico) fueron más precisas (RMSE=30,5%) que aquellas obtenidas con los espectros de referencia simulados sin tener en cuenta dicha información (escenario por rangos) (RMSE=48%). Asimismo, la evolución temporal del FMC fue mejor estimada con el escenario ecológico (figura 4).

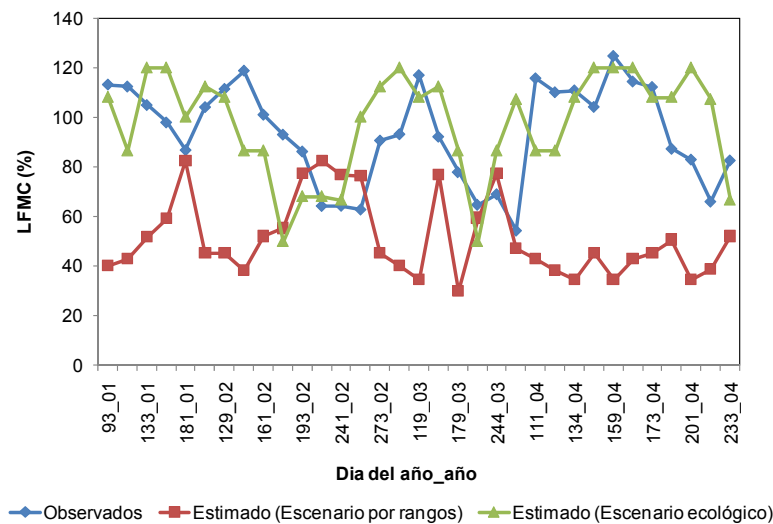
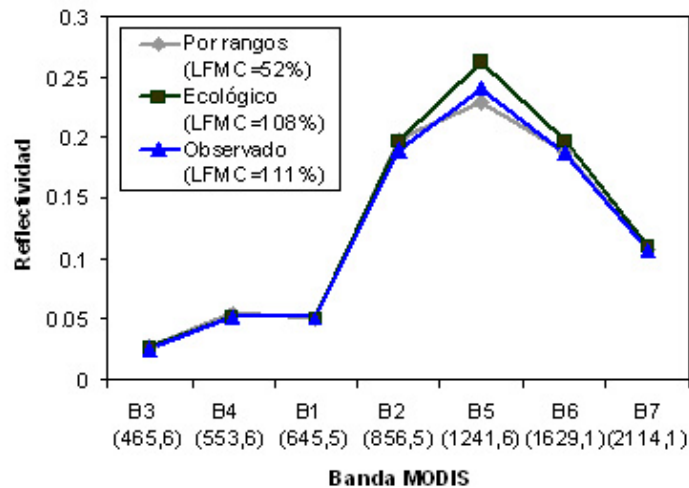


Figura 4. Evolución temporal del FMC observado y estimado a partir de la inversión de PROSAILH parametrizado con el escenario por rangos y ecológico.

El principal problema de imprecisión en las estimaciones con el conjunto de espectros simulados por rangos se atribuye a la no singularidad de la inversión de los MSR. Es decir, el escenario de simulación por rangos resultó en un número elevado de espectros de referencia (58.213 frente a 13 espectros resultantes del escenario ecológico). Por ello, al tener mayor variedad de espectros, el procedimiento de inversión tiene mayor posibilidad de ofrecer como solución espectros más similares a los observados. Sin embargo, las estimaciones fueron menos precisas porque, en la mayoría de los casos esos espectros seleccionados procedían de combinaciones de parámetros poco realistas. Un claro ejemplo de este problema se encuentra en la estimación de FMC obtenida a partir del espectro MODIS correspondiente al 13

de mayo del 2004 (primavera de un año húmedo) (figura 5). El espectro de referencia del escenario ecológico más parecido al observado ($RMSE^*_p=0,05$) correspondió a una simulación con valores altos de EWT, FMC y LAI, valores intermedio de DMC y Ca+b, y bajo de N. Según la bibliografía, esta situación suele corresponder a un escenario de bajo estrés ambiental (de hecho ese espectro fue simulado empleando los parámetros medidos el 31 de Mayo del 2007, primavera de un año húmedo). Es decir el espectro observado y seleccionado caracterizan dos situaciones similares, por lo que la estimación de FMC fue precisa (subestimó en un 3%).



ESCENARIO	RMSE *	PARAMETROSE ESTIMADOS				
		N	Ca+b	EWT	DMC	LAI
Por rangos	0,04	1,5	46,0	0,013	0,025	0,9
Ecológico	0,05	1	66,50	0,023	0,020	1,7

Figura 5. Ejemplo de inversión no singular del espectro MODIS observado el 13 de mayo del 2004.

Sin embargo, el espectro seleccionado de los simulados a partir del escenario aleatorio por rangos, aunque más parecido al observado que el seleccionado en el caso anterior ($RMSE^*_p=0,04$), subestimó en un 59% el valor de FMC. Ello se debió a que procedía de una combinación de parámetros poco probable en el mundo Mediterráneo. De echo el DMC elevado y los EWT, FMC, LAI y Ca+b bajos estimados corresponderían a una situación de estrés, en la que el parámetro N debería ser más elevado que el estimado (1,5). La razón de seleccionar ese espectro en la inversión, en lugar del espectro seleccionado del escenario

ecológico (también incluido en el escenario por rangos) tiene que ver con uno de los problemas que apuntábamos en la introducción: la misma o similar curva de reflectividad puede simularse a partir de distintas combinaciones de parámetros de entrada. En el caso presentado, el espectro seleccionado del escenario ecológico presenta valores de N y DMC menores que el espectro seleccionado de la simulación por rangos, pero valores de LAI, Ca+b y EWT mayores por lo que estos parámetros se están compensando para obtener un espectro similar (figura 4). Por último, cabe destacar que a pesar de obtener estimaciones de FMC más precisas cuando se generan escenarios realistas para la inversión de PROSAILH, el RMSE obtenido se considera elevado y la evolución temporal del FMC no correctamente estimada en todos los periodos de estudio. Con el objetivo de intentar conseguir estimaciones más precisas en futuros trabajos, se revisarán los criterios ecológicos considerados y se estudiará la posibilidad de emplear procedimientos de inversión basados en otras funciones de similitud entre espectros observados y estimados y otras combinaciones de bandas MODIS. El uso de imágenes de mayor resolución espacial o espectros medidos con radiómetros de laboratorio o sensores aeroportados también podría mejorar las estimaciones de FMC. Sin embargo disminuiría la operatividad por lo que nuestras futuras líneas de investigación no seguirán dicho camino.

CONCLUSIONES

Desarrollar modelos operativos de estimación de parámetros biofísicos de la vegetación es una tarea clave para entender mejor el funcionamiento de los ecosistemas. Por ejemplo, estimar FMC es clave para mejorar nuestra estimación del peligro de incendios en espacios mediterráneos, ya que el contenido de agua está directamente relacionado con la ignición y la propagación del fuego.

La teledetección es una herramienta potente al respecto ya que permite calibrar modelos de aplicación operativa a diferentes escalas. No obstante, generar información fiable y de modo automático a partir de las imágenes de satélite requiere mejorar nuestros actuales modelos de interpretación. Entre ellos, los MSR ocupan un papel muy destacado, pues permiten generar escenarios de validez general.

Se ha mostrado en este trabajo que el uso eficiente de estos MSR requiere conocer las relaciones ecofisiológicas entre los parámetros críticos de estos modelos, lo que permite guiar la generación de escenarios más realistas y, por tanto, más precisos para la inversión automática. Queda patente el interés de que expertos en teledetección colaboren con ecofisiólogos para obtener una mejor caracterización de las especies que quieran discriminarse. Esta línea de trabajo es relativamente novedosa, pues trabajos previos han planteado distintos criterios para seleccionar a posteriori casos más realistas, pero pocas veces se ha criticado la falta de carácter ecológico en los modelos de simulación. Precisamente uno de los pioneros en este tipo de trabajos, reconoce en una de sus últimas publicaciones, la importancia de mejorar la parametrización de los mismos (Jacquemoud et al., 2008).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el programa nacional de medioambiente y clima del Ministerio de Educación y Ciencia, a través del proyecto Firemap (CGL2004-060490C04-01/CLI) y del Programa de Formación del Profesorado Universitario (FPU), a través de la beca doctoral de Marta Yebra.

REFERENCIAS

- Ahern, F. J., T. Erdle, D. A. Maclean y I. D. Kneppock (1991): A quantitative relationship between forest growth rates and Thematic Mapper reflectance measurements. *International Journal of Remote Sensing*, 12: 387-400.
- Ain-Lhout, F., M. C. Diaz Barradas, M. Zunzunegui, H. Rodriguez, F. García Novo y M. A. Vargas (2004): Seasonal Differences in Photochemical Efficiency and Chlorophyll and Carotenoid Contents in Six Mediterranean Shrub Species under Field Conditions. *Photosynthetica*, 42:399-407
- Alonso, M., A. Camarasa, E. Chuvieco, D. Cocero, I. Kyun, M. P. Martín y F. J. Salas (1996): Estimating temporal dynamics of fuel moisture content of Mediterranean species from NOAA-AVHRR data. *EARSEL Advances in Remote Sensing*, 4: 9-24.
- Baret, F. (1995): Use of spectral reflectance variation to retrieve canopy biophysical characteristics, en *Advances in Environmental Remote Sensing* (editado por F. M. Danson y S. E. Plummer). Chichester, John Wiley & Sons: 33-51.
- Boyer, J. S. (1995): *Measuring the water status of plants and soils*, Academic Press, INC.
- Bussotti, F. y Bettini (2002): Structural and functional traits of *Quercus ilex* in response to water availability. *Environmental and Experimental Botany*, 47: 11-23.
- Chuvieco, E. (2008): *Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio*, Barcelona, Ariel Ciencia.
- Chuvieco, E., D. Cocero, D. Riaño, M. P. Martín, J. Martínez-Vega, J. de la Riva y F. Pérez (2004): Combining NDVI and Surface Temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 92: 322-331.
- Chuvieco, E., D. Riaño, I. Aguado y D. Cocero (2002): Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 23: 2145-2162.

- Clemente, A. S., F. C. Rego y O. A. Correia (2005): Growth, water relations and photosynthesis of seedlings and resprouts after fire. *Acta Oecologica*, 27: 233-243.
- Combal, B., F. Baret, et al. (2002): Retrieval of canopy biophysical variables from bidirectional reflectance using prior information to solve the ill-posed inverse problem. *Remote Sensing of Environment*, 84: 1-15.
- Comstock, J. P. y B. E. Mahall (1985): Drought and changes in leaf orientation for two California chaparral shrubs: *Ceanothus megacarpus* and *Ceanothus crassifolius*. *Oecologia*. 65: 531-535.
- De Santis, A., P. Vaughan y E. Chuvieco (2006): Foliage moisture content estimation from 1-D and 2-D spectroradiometry for fire danger assessment. *Journal of Geophysical Research - Biosciences*, 111: doi:10.1029/2005JG000149.
- Dunn, E.L., Shoropshire, L.C., Song, L.C. y Mooney, H.A. (1976). The water factor and convergent evolution in Mediterranean-type vegetation. *Water and plant life problems and modern approaches* (pp. 492-505). Berlin: O.L. Lange
- Dymond, J. R., J. D. Shepherd y J. Qi (2001): A simply physical model of vegetation reflectance for standardizing optical satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 77: 230-239.
- Fourty, T. y F. Baret (1997): Vegetation water and dry matter contents estimated from top-of-the atmosphere reflectance data: a simulation study. *Remote Sensing of Environment*, 61: 34-45.
- Galmes, J., Flexas, J., Save, R. y Medrano, H. (2007). Water relations and stomatal characteristics of Mediterranean plants with different growth forms and leaf habits: responses to water stress and recovery. *Plant and Soil*, 290, 139-155
- García, M., I. Aguado y E. Chuvieco (2008): Combining AVHRR and meteorological data for estimating live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, in review. *Remote Sensing of Environment*. 112, 3618-3627.
- Goel, N. S. (1988): Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data. *Remote Sensing Reviews*, 4: 1-212.
- Gond, D., V., D. G. G. De Pury, F. Veroustraete y R. Ceulemans (1999): Seasonal variations in leaf area index, leaf chlorophyll, and water content; scaling-up to estimate fapar and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest. *Tree Physiology*, 19: 673-679.
- Gratani, L. (1993): Response to Microclimate of Morphological Leaf Attributes, Photosynthetic and Water Relations of Evergreen Sclerophyllous Shrub Species. *Photosynthetica*, 29: 573-582.
- Gratani, L. y A. Bombelli (1999): Leaf anatomy, inclination, and gas exchange relationships in evergreen sclerophyllous and drought semideciduous shrub species. *Photosynthetica*, 37: 573-585.
- Gratani, L. y A. Bombelli (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: 141-153.
- Gratani, L. y A. Bombelli (2001): Differences in leaf traits among Mediterranean broad-leaved evergreen shrubs. *Annales Botanici Fennici*, 38: 15-24.
- Gratani, L. y L. Varone (2004a): Adaptive photosynthetic strategies of the Mediterranean maquis species according to their origin. *Photosynthetica*, 42: 551-558.
- Gratani, L. y L. Varone (2004b): Leaf key traits of *Erica arborea* L., *Erica multiflora* L. and *Rosmarinus officinalis* L. co-occurring in the Mediterranean maquis. *Flora*, 199: 56-69.
- Gratani, L., F. Covone y W. Larcher (2006a): Leaf plasticity in response to light of three evergreen species of the Mediterranean maquis. *Trees-Structure and Function*, 20: 549-558.
- Gratani, L. y L. Varone (2006b): Long-time variations in leaf mass and area of Mediterranean evergreen broad-leaf and narrow-leaf maquis species. *Photosynthetica*, 44: 161-168.
- Gullo, M. A. y S. Salleo (1988): Different strategies of drought resistance in three Mediterranean sclerophyllous trees growing in the same environmental conditions. *New Phytologist*, 108: 267-276.
- Jacquemoud, S. (1990): PROSPECT: a model to leaf optical properties spectra. *Remote Sensing of Environment*, 34: 74-91.
- Jacquemoud, S. (1993): Inversion of the PROSPECT+SAIL canopy reflectance model from AVIRIS equivalent spectra: theoretical study. *Remote Sensing of Environment*, 44: 281-292.

- Jacquemoud, S., W. Verhoef, et al. (2008): PROSPECT + SAIL: A Review of Use for Vegetation Characterization. *Remote Sensing of Environment*, En prensa.
- Ji, W., D. L. Civco y W. C. Kennard (1992): Satellite remote bathymetry: a new mechanism for modeling. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 58: 545-549.
- Koetz, B., Baret, F., Poilvé, H. y Hill, J. (2005): Use of coupled canopy structure dynamic and radiative transfer models to estimate biophysical canopy characteristics. *Remote Sensing of Environment*, 95: 115-124.
- Kuusik, A. (1985): The hot spot effect of a uniform vegetative cover. *Soviet Journal of Remote Sensing*, 3: 645-658.
- Kyparissis, A., P. Drilias y Y. Manetas (2000): Seasonal fluctuations in photoprotective (xanthophyll cycle) and photoselective (chlorophylls) capacity in eight Mediterranean plant species belonging to two different growth forms. *Functional Plant Biology*, 27: 265-272.
- Nardini, A. (2001): Are Sclerophylls and Malacophylls Hydraulically Different? *Biologia Plantarum*, 44: 239-245.
- Nautiyal, M.C., Nautiyal, B.P. y Prakash, V. (2001). Phenology and growth form distribution in an alpine pasture at Tungnath, Garhwal, Himalaya. *Mountain Research and Development*, 21, 168-174
- Núñez-Olivera, E. y J. C. Escudero García (1990): Índice de esclerofilia, área media foliar y contenido de clorofilas en hojas maduras de "Cistus ladanifer" L. Variaciones estacionales. *Studia Oecológica*, VII: 63-75.
- Núñez-Olivera, E., J. Martínez-Abaigar y J. C. Escudero (1996): Adaptability of leaves of Cistus ladanifer to widely varying environmental conditions. *Functional Ecology*, 10: 636-646.
- Núñez-Olivera, E., J. Martínez-Abaigar y J. C. Escudero (1993): Litterfall and nutrient flux in Cistus ladanifer L. shrubland in S.W. Spain. *Acta Ecológica*, 14: 361-369.
- Paula, S. y J. G. Pausas (2006): Leaf traits and resprouting ability in the Mediterranean basin. *Functional Ecology*, 20: 941-947.
- Strahler, A. H., C. E. Woodcock y J. A. Smith (1986): On the nature of models in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 20: 121-140.
- Tsiatas, J. T., T. S. Pritsa y D. S. Veresoglou (2004): Leaf physiological traits and their importance for species success in a Mediterranean grassland. *Photosynthetica*, 42: 371-376.
- Tso, B. y P. Mather (2001): *Classification Methods for Remote Sensed Data*. London, Taylor and Francis.
- Valladares, F. (2004): *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, Madrid, Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A.
- Valladares, F., Vilagrosa, A., Peñuelas, J., Ogaya, R., Julio, J., Leyre, C., Sisó, S. y Gil-Pelegrín, E. (2004). Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. In F. Valladares (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A.
- Valladares, F. y F. I. Pugnaire (1999): Tradeoffs Between Irradiance Capture and Avoidance in Semi-arid Environments Assessed with a Crown Architecture Model. 83: 459-469.
- Vermote, E. F., & Vermeulen, A. (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09), ATBD version 4.0
- Weiss, M., Baret, F., Myneni, R.B., Pragnère, A., y Knyazikhin, Y. (2000): Investigation of a model inversion technique to estimate canopy biophysical variables from spectral and directional reflectance data. *Agronomie*, 20: 3-22.
- Werner, C., O. Correia y W. Beyschlag (1999): Two different strategies of Mediterranean macchia plants to avoid photoinhibitory damage by excessive radiation levels during summer drought. *Acta Oecologica*, 20: 15-23.
- Yebra, M., E. Chuvieco y D. Riaño (2008a): Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148: 523-536.
- Yebra, M., E. Chuvieco y I. Aguado (2008b): Comparación entre modelos empíricos y de transferencia radiativa para estimar contenido de humedad en pastizales: Poder de generalización. *Revista de Teledetección*. vol. 29, 73-90
- Yebra, M. y E. Chuvieco (2008c): Generating a specie-specific Look-Up Table for Fuel Moisture Content assessment. *IEEE JSTARS Special Issue on Wildland Fires and Biomass Burning*. En revisión.
- Zarco-Tejada, P., J. R. Miller, J. Harron, B. Hu, T.L. Noland, N. Goel, G.H. Mohammed y P.H. Sampson. (2004): Needle chlorophyll content estimation through model inversion using

hyperspectral data from boreal conifer forest canopies. *Remote Sensing of Environment*, 89: 189-199.



CAPÍTULO 6: ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO
DE HUMEDAD DEL MATORRAL
MEDITERRÁNEO A PARTIR DE IMÁGENES
MODIS: ¿PROSPECT+SAILH O MODELOS
EMPÍRICOS?

Cuando quieres una cosa,
todo el Universo conspira
para ayudarte a conseguirla

Paulo Coelho

ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE HUMEDAD DEL MATORRAL MEDITERRÁNEO A PARTIR DE IMÁGENES MODIS: ¿PROSPECT+SAILH O MODELOS EMPÍRICOS?

RESUMEN

El sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) se ha convertido en una valiosa herramienta para estimar el contenido de humedad de los combustibles vivos (LFMC). Si bien la mayoría de los estudios previos han basado las estimaciones con MODIS en modelos empíricos, recientes trabajos proponen el uso de los modelos de transferencia radiativa (RTM), ya que, al tener base física, permite obtener estimaciones de LFMC a escalas más globales. Pese a la mayor capacidad de generalización de los RTM, son complejos de parametrizar e invertir, por lo que de no realizarse cuidadosamente estos procesos, los RTM pueden conducir a imprecisiones. El objetivo de este trabajo es (1) mejorar las estimaciones de LFMC en zonas de matorral mediterráneo a partir de imágenes MODIS y la inversión de RTM, y (2) demostrar que los RTM presentan mayor potencial de generalización que los modelos empíricos. Para mejorar las estimaciones de LFMC se seleccionaron los RTM PROSPECT y SAILH y se parametrizaron bajo una serie de nuevos criterios ecológicos. Para su inversión, se evaluaron dos funciones de similitud entre espectros observados y simulados: (1) el ángulo espectral (AE) y (2) el error cuadrático medio relativo ($RMSE^*_p$). El modelo empírico elegido para contrastar el potencial de generalización de los RTM y los modelos empíricos fue el calibrado por Yebra et al. (2008a) en zonas de matorrales del Parque Nacional de Cabañeros. Las parcelas de validación elegidas para el mismo fin fueron diez parcelas de matorral alejadas del P.N. de Cabañeros. Los resultados mostraron que la inversión mediante el AE conduce a estimaciones más precisas de LFMC ($RMSE=15\%$) que el $RMSE^*_p$ ($RMSE=22\%$) debido a la insensibilidad del primero a variaciones en las condiciones de iluminación y efectos de albedo. En lo que al potencial de generalización respecta se concluye que los RTM presentan mayor potencial que los modelos empíricos, ya que los primeros condujeron a estimaciones más precisas que los segundos cuando se emplearon los datos correspondientes a las 10 parcelas test ($RMSE$ de 22 y 48%, respectivamente).

Palabras clave: Contenido en humedad de la vegetación, LFMC, Modelos de simulación, RTM, Teledetección, PROSPECT, SAILH, MODIS, Parametrización, Matorral.

ABSTRACT

Estimation of water content of Mediterranean shrubland from MODIS imagery: ¿PROSPECT+SAILH or empirical models?

The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) has become a powerful tool for estimating live fuel moisture content (LFMC). Although most previous studies have based MODIS estimations on empirical models, recent research proposes the use of radiative transfer models (RTM). This is due to the fact that RTMs have a physical base and therefore allow to estimate LFMC on a more global scale. In spite of the higher generalization potential of RTM, both their parameterization and inversion processes are complex and if these phases are not carefully carried out, RTM can lead to inaccuracies. The aim of this research is (1) to improve LFMC estimations of Mediterranean shrublands using MODIS imagery and RTM inversion, and (2) to demonstrate that RTM have higher generalization potential than empirical models. PROSPECT and SAILH were the RTM selected to improve the estimations. The parameterization of these models was carried out considering several new ecological criteria. The models were inverted applying two merit functions that were used to compare observed and simulated spectra: (1) the spectral angle (SA) and (2) the relative root mean square error ($RMSE^*_p$). The empirical model calibrated by Yebra et al (2008a) for shrublands in the Cabañeros National and 10 validation plots were selected to assess the generalization potential of empirical and RTM. These 10 plots were located in shrublands far away from Cabañeros. The results showed that the inversion obtained using the SA produced more accurate estimations ($RMSE=15\%$) than those derived from the $RMSE^*_p$ ($RMSE=22\%$) due to the insensitivity of the early merit function to variations in the illumination and albedo conditions. Regarding the generalization potential, the RTM used have a higher potential than the empirical model, since the former lead to more

accurate estimations than the latter when the data of the 10 check plots were used (RMSE of 22 and 48%, respectively).

Keywords: Vegetation water content, LFMC, Simulation models, RTM, Remote sensing, PROSPECT, SAILH, MODIS, Parameterization, Shrublands.

INTRODUCCIÓN

El contenido de humedad de la vegetación es uno de los factores críticos que afectan al inicio y a la propagación de los incendios forestales. Por ello es un factor considerado en la mayoría de los sistemas que modelan la ignición y el comportamiento de los incendios. El contenido de humedad de la vegetación puede medirse a través de varios índices (Desbois et al. 1997). Entre todos ellos destaca el LFMC (*Life Fuel Moisture Content*) ya que, al ser una medida expresada en función del peso seco, determina no sólo el contenido de humedad sino también la cantidad de combustible con potencial de arder.

Las imágenes de satélite tomadas por MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectrometer*, a bordo de los satélites Terra y Aqua) han demostrado ser de gran utilidad para detectar cambios del LFMC gracias a que (i) presentan buena resolución espacial para estudios regionales (250m, 500m y 1000 m según las bandas); (ii) presentan una amplia cobertura espectral con bandas en la región más sensible al contenido en humedad (infrarrojo de onda corta o SWIR: 1200 a 2200 nm) y (iii) son de adquisición rápida y gratuita.

La mayor parte de los estudios que emplean imágenes del sensor MODIS para la estimación de LFMC basa sus estimaciones en modelos empíricos calibrados a partir de datos radiométricos extraídos de la imagen y mediciones de LFMC tomadas en campo (Chen et al. 2005; Dennison et al. 2005; Fensholt y Sandholt 2003; Roberts et al. 2006). La principal desventaja de los modelos así calibrados es su escaso poder de generalización, ya que son muy dependientes de los datos usados en la calibración y de las condiciones bajo las cuales se tomaron. Así por ejemplo, Stow et al.(2006) calibraron un modelo empírico de estimación de LFMC con datos medidos durante 3 años (2001-2003) en 3 zonas de chaparral mediterráneo ubicadas en San Diego (California) y lo validaron con datos del 2004 tomados en las mismas zonas. Los autores concluyeron que el modelo empírico no era lo suficientemente robusto como para extrapolarlo más allá del periodo de calibrado, ya que el LFMC estimado para el 2004 fue sistemáticamente mayor que el observado.

Por todo ello, surge el interés por los modelos físicos de simulación de la reflectividad. Estos modelos simulan la reflectividad procedente de una determinada cubierta a partir de una serie de presunciones físicas y unos determinados parámetros de entrada. Por ello, poseen mayor rigor físico y por tanto mayor capacidad de generalización que los modelos empíricos (De Santis y Chuvieco 2007; Riaño et al. 2005; Yebra et al. 2008a y b). Entre los modelos de simulación de la vegetación que se vienen utilizando en los últimos años, los más comunes son los modelos de transferencia radiativa (*Radiative Transfer Models*, RTM) (Pinty et al. 2004). Los RTM se basan en la ecuación de transferencia radiativa para modelar la reflectividad de una hoja, dosel o parcela a partir de los factores que influyen en la absorción, transmisión y dispersión de la radiación solar incidente.

Pese a su mayor potencial de generalización, los RTM son difíciles de parametrizar, sobre todo cuando se quieren emplear para estimar variables biofísicas a partir de imágenes de baja resolución espacial, en las que un píxel es una mezcla de diferentes especies vegetales. Por ello, varios estudios han cuestionado el uso de los RTM para la estimación de LFMC y se han centrado en mejorar la calibración de modelos empíricos mediante la inclusión de nuevas variables o índices de vegetación que permitan estimaciones lo más generalizables posibles (García et al. 2008; Peterson et al. 2008; Roberts et al. 2006; Stow y Niphadkar 2007). Aunque los resultados obtenidos por estos autores son más prometedores, todos ellos afirman que para obtener modelos robustos se deben emplear series temporales lo suficientemente largas como para incluir diversidad de condiciones climáticas, lo que por razones logísticas no siempre es posible.

Recientemente, Yebra et al.(2008a) emplearon índices de vegetación derivados de imágenes Terra-MODIS y los RTM PROSPECT (Jacquemoud 1990) y SAILH (Verhoef 1984), también conocidos como PROSAILH, para la estimación de LFMC de especies de pastizal y matorral en el Parque Nacional de Cabañeros. Los resultados obtenidos fueron comparados con los de ecuaciones empíricas calibradas en la misma zona. La precisión de PROSAILH para las parcelas de pastizales fue similar a la del modelo empírico (RMSE=24,57% y 28,39%, respectivamente), si bien este último tuvo una tendencia sistemática a la sobreestimación. Sin embargo, cuando Yebra et al. (2008b) aplicaron los mismos modelos calibrados en Cabañeros a otros pastizales distantes comprobaron que el modelo empírico sólo estimó con precisión el

LFMC de pastizales con estructura o composición similar a la de los de la zona de calibración. Por el contrario, PROSAILH estimó con similar precisión cualesquiera fuese la zona de validación. De esta manera, los autores contrastaron y validaron la hipótesis de mayor potencial de generalización de los RTM frente a los modelos empíricos.

Sin embargo, el modelo empírico calibrado por Yebra et al (2008a) para cubiertas de matorral, resultó ser más preciso que PROSAILH en la estimación del LFMC en la zona de calibrado. Los autores señalaron que los resultados deberían contrastarse en otras zonas alejadas para comprobar si el modelo empírico, al igual que ocurría con el modelo del pastizal, disminuye la precisión cuando la estructura o composición de la vegetación es diferente a la de la zona de calibrado. Además señalaron que la precisión de las estimaciones de LFMC empleando PROSAILH podría incrementar considerablemente si se considerasen nuevos criterios ecológicos en su parametrización y/o otros procedimientos de inversión. Yebra y Chuvieco (2008d) identificaron la información ecológica necesaria para obtener estimaciones de LFMC más precisas, propusieron alternativas para la inclusión de dicha información y presentaron un caso de estudio en el que demostraron que la consideración de criterios ecológicos en la inversión mejora las estimaciones de LFMC. Los mismos autores concluyeron de forma similar en ecosistemas de encinar (Yebra y Chuvieco 2008c).

El objetivo de esta investigación es mejorar las estimaciones de LFMC obtenidas por Yebra et al. (2008a) y Yebra y Chuvieco (2008d) en zonas dominadas por especies de matorral mediterráneo a partir de imágenes MODIS y la inversión de PROSAILH. Una vez mejoradas las estimaciones, el objetivo final es comprobar si los RTM también presentan mayor potencial de generalización que los tradicionales modelos empíricos en cubiertas de matorral.

MATERIAL Y MÉTODOS

Áreas de estudio y muestreos de campo

El área de estudio principal de este trabajo es el Parque Nacional de Cabañeros localizado entre las provincia de Toledo y Ciudad Real (figura 1). La cubierta vegetal de Cabañeros es un mosaico formado por unidades arbóreas, arbustivas y herbáceas. Las dos parcelas de muestreo empleadas para este estudio se encuentran ubicadas en la unidad arbustiva, están separadas 3 km y presentan aproximadamente un 75% de fracción de cobertura, de la cual un

40% es jara (*Cistus ladanifer*), un 6% romero (*Rosmarinus officinalis.*), un 11% de brezo (*Erica australis*) y un 18% labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) (Figura 2).

Los muestreos de campo en dichas parcelas fueron realizados durante 11 años (1996-2005 y 2007) bajo un mismo protocolo. Así durante los meses de abril a septiembre se recolectaron cada 8 (1996-2002) o 16 días (2003 en adelante) y a la hora de mínimo LFMC (12:00-16:00 horas) cuatro muestras de peso comprendido entre 50 y 100 g de cada una de las especies de matorral presentes en las parcelas. Las muestras así recogidas se introdujeron en sobres de papel, y se pesaron en campo (peso fresco). Posteriormente, fueron llevadas a laboratorio y secadas en una estufa durante 48h a 60°C para obtener el peso seco y calcular el LFMC. Para este trabajo, se han empleado los datos de LFMC medidos durante los años comprendidos entre el 2001 y el 2007, debido a la disponibilidad de imágenes MODIS. Como valor de LFMC representativo de la parcela se ha calculado la media de las especies muestreadas en cada parcela ponderada por su fracción de cobertura.

Además de las dos parcelas localizadas en el área principal de estudio se localizaron 10 parcelas adicionales con el objetivo de verificar la aplicabilidad de la metodología desarrollada en esta investigación a otras áreas de diferentes características y distantes entre sí (figura 1). Las 10 parcelas están dominadas por especies de matorral y presentan una extensión suficiente como para ser representativas de observaciones Terra-MODIS. Cinco de las parcelas (6 a 10) fueron muestreadas bajo el mismo protocolo seguido en el P.N. de Cabañeros, durante los años 2001 y 2002, en el marco del proyecto Firerisk (<http://www.geogra.uah.es/firerisk/index.html>, julio 2008). Las parcelas 6 (Villa del Prado) y 7 (Patones) se encuentran en la Comunidad Autónoma de Madrid (CAM) y presentan una fracción de cobertura y composición de especies similar a las parcelas del P.N. de Cabañeros: jara y romero (figura 2). La principal diferencia entre ellas es que mientras que la parcela 6 está predominantemente ocupada por jara, la 7 por romero.

Las parcelas 8, 9 y 10 se encuentran en Ávila, Sistema Ibérico y Prepirineo, respectivamente y presentan características más dispares a las del P.N. de Cabañeros. Así, la parcela 8 tiene similar fracción de cobertura a las parcelas de Cabañeros pero diferente composición florística; 90% *Retama sphaerocarpa* (retama amarilla) y 10% *Lavandula stoechas* (cantueso). Sin embargo la parcela 9 presenta menor fracción de cobertura que las de Cabañeros ($\approx 50\%$) y

goza de una composición florística más diversa: un 30% de *Ulex parviflorus* (aliaga), 30% de *Thymus vulgaris* (tomillo), 30% de *Lavandula angustifolia* y un 10% por *Retama sphaerocarpa*. La parcela 10, por el contrario presenta una mayor fracción de cobertura ($\approx 90\%$) que las parcelas de Cabañeros, compuesta por *Genista scorpius* (aulaga, 40%), *Quercus coccifera* (coscoja, 20%), *Juniperus communis* (enebro, 20%) y *Rosmarinus officinalis* (20%).

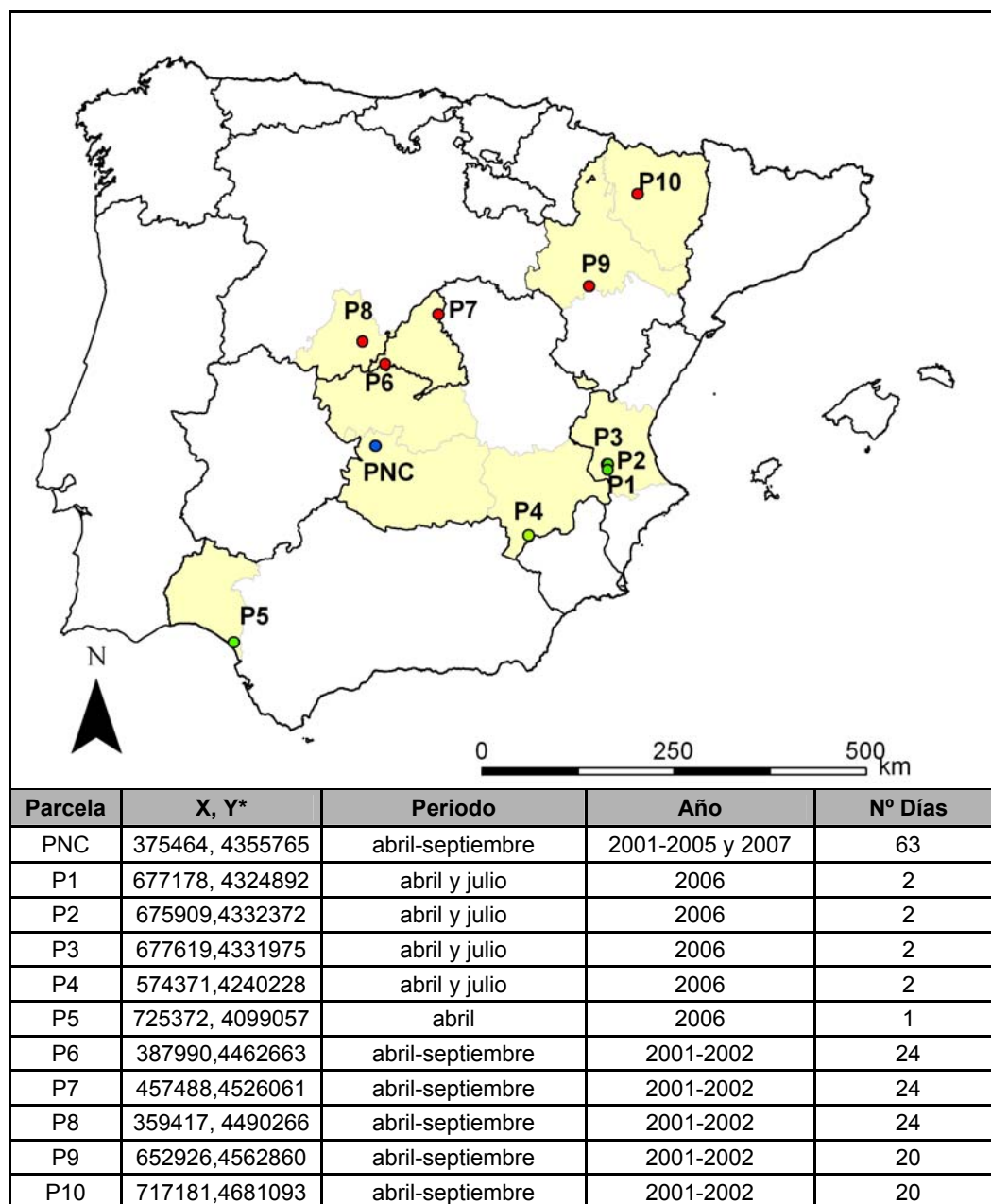


Figura 1. Localización de las parcelas de validación y características de los muestreos de campo. PNC=Parque Nacional de Cabañeros. *Coordenadas UTM ED50 30T.

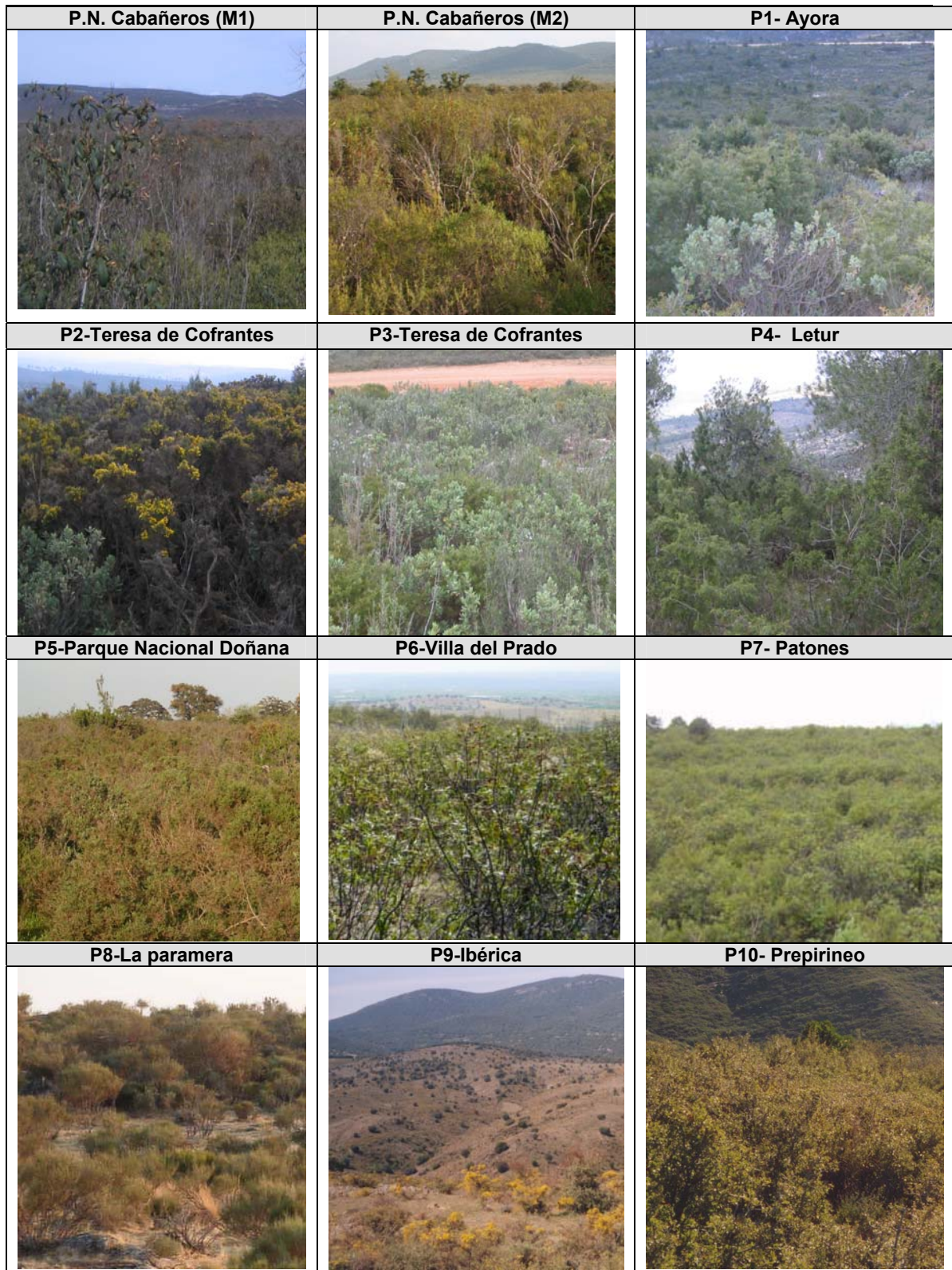


Figura 2. Fotografías de las parcelas de validación.

Por último, las parcelas 1 a 5 fueron muestreadas durante el año 2006 en el marco del proyecto Firemap (<http://www.geogra.uah.es:8080/firemap/>, julio 2008). En este caso, el objetivo del muestreo fue tener una representabilidad espacial más que temporal. Por ello se sacrificó la frecuencia temporal de los muestreos (reducidos a dos salidas: una durante el mes de abril y otra en julio), por una mayor diversidad de zonas de muestreo. Las potenciales zonas de muestreo fueron seleccionadas del Mapa forestal de España (1:200000) siempre y cuando cumpliesen los siguientes criterios: (i) teselas ≥ 30 ha, (ii) uso no agrícola ni improductivo, (iii) distribución homogénea y (iv) carga de vegetación en la tesela mayor del 60%. De todas las zonas que cumplieron dichos requisitos se seleccionaron para este trabajo aquellas fácilmente distinguibles en imágenes del sensor MODIS, accesibles y en ruta. Para verificar el primer requisito, se crearon dos mosaicos Terra-MODIS de España (correspondientes a primavera y verano) y se llevó a cabo una clasificación no supervisada (Isodata, 19 clases) de los dos mosaicos. Esto permitió seleccionar aquellas zonas que claramente pertenecían a una clase en ambas fechas.

Finalmente, de un total de 19 parcelas muestreadas durante las campañas de primavera y verano del 2006, se seleccionaron 5 con predominio de especies de matorral. Las parcelas 1, 2 y 3 están ubicadas en la Comunidad Valenciana: la parcela 1 (Ayora) presenta una fracción de cobertura de un 90% fundamentalmente compuesta por individuos de *Quercus coccifera* (50%), *Juniperus oxycedrus* (enebro, 40%) y *Cistus albidus* (jara blanca, 10%); las parcelas 2 y 3 están ubicadas en el término municipal de Teresa de Cofrantes. La primera presenta un 80% de *Ulex parviflorus*, y un 20% de mezcla de otras especies de matorral (*Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Juniperus oxycedrus*). La parcela 3 presenta un 70% de *Cistus albidus*, un 20% de *Ulex parviflorus* y un 10% de *Juniperus oxycedrus* y *Rosmarinus officinalis*. La parcela 4, en Albacete, está dominada por *Juniperus phoenicea* (40%) y *Juniperus oxycedrus* (35%). El resto de la cubierta vegetal es una mezcla de individuos de las especies, *Cistus clusii*, *Stippa tenacissima* y pequeños individuos de *Pinus halepensis*. Por último la parcela 5, en el Parque Nacional de Doñana presenta una fracción de cobertura homogénea de un 80% cubierta por *Erica arborea*. Esta última parcela fue únicamente muestreada en abril debido a problemas logísticos.

Imágenes de satélite

Para la realización de este trabajo, se eligieron las imágenes correspondientes al producto de reflectividad MOD09A1v004 (Vermote y Vermeulen 1999). Este producto es un compuesto de 8 días de las 7 primeras bandas de reflectividad del sensor Terra-MODIS (459-2155 nm) a 500m de resolución espacial. El sensor Terra-MODIS fue lanzado en 1999 y toma imágenes de la Península Ibérica entre las 11:00 y las 13:00 horas (<http://earthobservatory.nasa.gov/MissionControl/overpass.html>, julio 2008). Aunque el sensor Aqua-MODIS toma imágenes de nuestras latitudes en horas más cercanas a las de los muestreos de campo (13:00-15:00), se seleccionó el Terra-MODIS porque fue lanzado dos años antes y por lo tanto permitía emplear mayor cantidad de datos en la validación. No obstante, trabajos previos han mostrado que Terra-MODIS presenta buenas correlaciones con los valores de LFMC de especies de matorral medidos en las horas centrales del día (Dennison et al. 2008; Dennison et al. 2005; Roberts et al. 2006; Stow y Niphadkar 2007; Stow et al. 2005; Yebra et al. 2008a; Yebra et al. 2005).

Las escenas del producto MOD09v004 correspondientes a la zona del P.N. de Cabañeros (h17v4) y comprendidas entre los años 2001 y 2007 fueron descargados del servidor gratuito LP DAAC (*Land Processes Distributed Active Archive Center*). A continuación, se extrajeron los valores de reflectividad de los píxeles correspondientes a las parcelas de matorral de Cabañeros como explican Yebra et al.(2008a).

Para el resto de las parcelas de validación se descargaron del mismo servidor un total de 196 escenas del mismo producto y correspondientes a los años 2001, 2002 y 2006. Posteriormente, se realizaron mosaicos de las 4 escenas que abarcan la Península Ibérica con el módulo "Modeler" del software de tratamiento de imágenes PCI Geomática. Finalmente, los 49 mosaicos resultantes fueron reproyectados desde el sistema sinusoidal a coordenadas UTM ED050 (datum europeo medio 1950). Con el objetivo de paliar el efecto de valores anómalos que pudieran extraerse como consecuencia de errores de corrección entre imágenes, los valores de reflectividad para cada parcela se obtuvieron de cada mosaico como la mediana de una ventana 3x3 centrada en la parcela de campo. Se eligió la mediana en lugar de la media para evitar los espectros no representativos de una determinada cobertura a los que conduciría la media en caso de haber cubiertas colindantes diferentes a la muestreada.

Finalmente, se examinó la banda de calidad del producto MOD09v004 (banda 8) para eliminar aquellas observaciones con problemas en la adquisición.

Modelo empírico

Para la estimación de LFMC mediante modelos empíricos, se seleccionó el modelo propuesto por Yebra et al. (2008a) para cubiertas de matorral (1).

Este modelo fue calibrado mediante un análisis de regresión lineal múltiple entre valores de LFMC (*Cistus ladanifer*) y diversos índices de vegetación (derivados del producto MOD09v04) extraídos de las dos parcelas de matorral ubicadas en Cabañeros (años 2001 a 2005, meses abril a septiembre).

$$LFMC = 229,14 + 887,155 \times VARI - 300.751 \times GVM I \quad (1)$$

donde VARI (*Visible Atmospheric Resistant Index*) y GMVI (*Global Vegetation Moisture Index*) son índices de vegetación formulados por Gitelson et al. (2002) y Ceccato et al. (2002), respectivamente según las ecuaciones 2 y 3.

$$VARI_i = \frac{\rho_4 - \rho_1}{\rho_4 + \rho_1 - \rho_3} \quad (2); \quad GVM I = \frac{(\rho_2 + 0,1) - (\rho_6 + 0,02)}{(\rho_2 + 0,1) + (\rho_6 + 0,02)} \quad (3)$$

donde ρ_i es la reflectividad de la banda i del sensor MODIS.

Modelos de simulación

La inversión de PROSAILH para la obtención de LFMC fue realizada mediante la técnica LUT (*Look up Table* o tabla de referencia) ya que, a diferencia de otras técnicas, (i) permite controlar los escenarios de simulación construidos evitando así combinaciones de parámetros no reales y (ii) precisa de menos tiempo de computación, ya que el modelo es ejecutado únicamente para la construcción de la LUT y no cada vez que se quiere invertir un espectro (Kimes et al. 2000).

Esta técnica de inversión consiste fundamentalmente en dos fases. En la primera se parametriza PROSAILH y se emplea en modo directo para simular una serie de espectros representativos de diferentes contenidos de humedad (espectros de referencia). En la segunda (inversión propiamente dicha), se selecciona el espectro de referencia simulado más parecido a cada espectro observado y su correspondiente LFMC.

A continuación se presenta el procedimiento seguido en esta investigación para llevar a cabo cada fase así como la validación de las estimaciones de LFMC (figura 3).

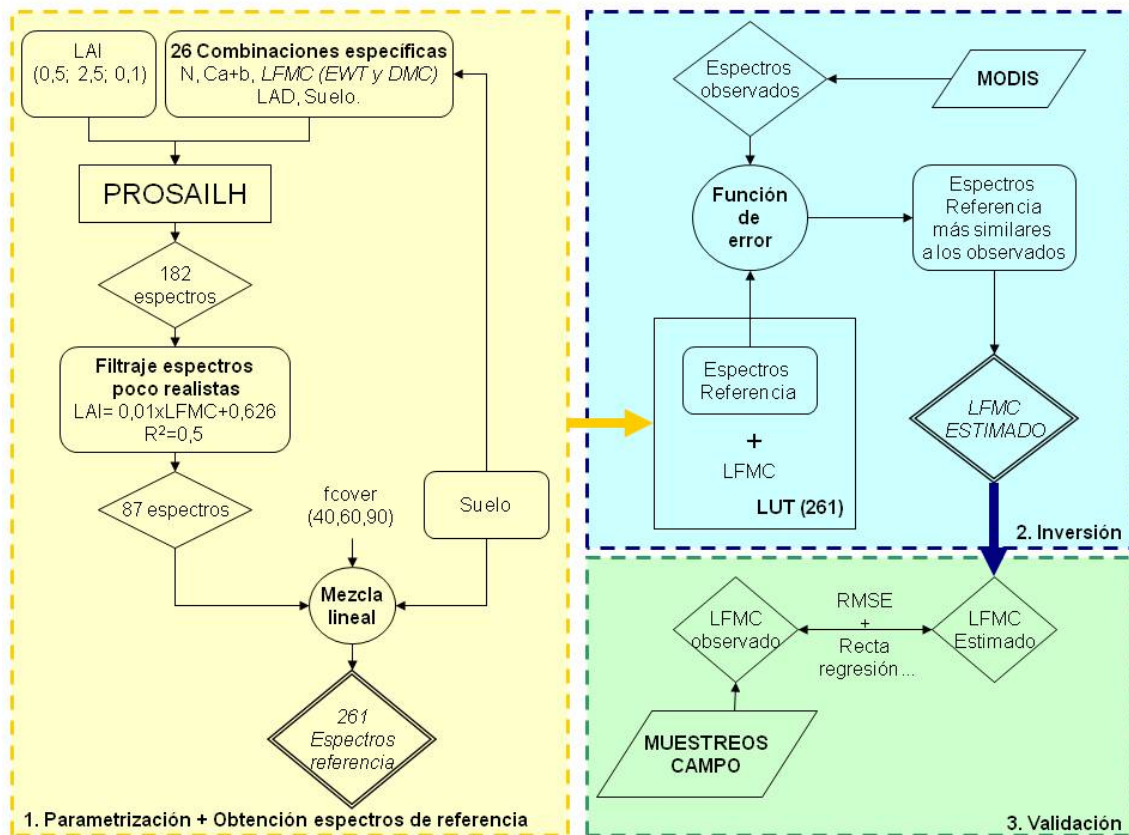


Figura 3. Esquema metodológico.

Parametrización de PROSAILH y obtención de los espectros de referencia

PROSAILH fue parametrizado teniendo en cuenta varias de las restricciones de evolución temporal de los parámetros de entrada propuestas por Yebra y Chuvieco (2008d). Los autores observaron que los parámetros de PROSAILH variaban en función de (i) la severidad de la sequía, (ii) del tipo funcional de vegetación y (iii) de la fenofase en la que la planta se encuentre. Por ello, para generar espectros de referencia realistas, que conlleven a estimaciones precisas de LFMC, se debería recopilar información “a priori” sobre los parámetros en dichas situaciones. De esta manera, los parámetros de entrada a nivel de hoja (estructura interna de la hoja, N; contenido en clorofila, C_{a+b} ; espesor equivalente de agua, EWT; y contenido en materia seca, DMC) fueron restringidos a 26 combinaciones de parámetros observadas en el PNC para dos especies pertenecientes a dos tipos funcionales diferentes; *Phillyrea angustifolia* (perennifolia) y *Cistus ladanifer* (caducifolia estival), y durante dos años caracterizados por

diferente régimen de precipitaciones y temperaturas 2005 (año hidrológicamente seco) y 2007 (año hidrológicamente medio) (tabla 1).

Tabla 1. Combinaciones específicas de los parámetros de entrada a PROSAILH.

Observación	N	Ca+b ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	LFMC (%)	LAD	Suelo
1	1,5	82,94	125,90	Planófilo	Normal
2	1,5	63,21	106,48	Planófilo	Normal
3	3	51,84	85,84	Planófilo	Normal
4	2	70,46	75,59	Erectófilo	Seco
5	3,5	51,24	50,56	Planófilo	Seco
6	3,5	48,79	44,60	Erectófilo	Seco
7	1,5	82,17	90,50	Plagiófilo	Normal
8	1	79,37	128,89	Plagiófilo	Normal
9	1,5	66,52	135,68	Plagiófilo	Normal
10	1,5	91,50	114,36	Erectófilo	Seco
11	1,5	66,00	100,00	Erectófilo	Seco
12	2	48,24	85,65	Plagiófilo	Seco
13	1	51,50	86,78	Plagiófilo	Seco
14	1,5	51,39	113,92	Plagiófilo	Normal
15	2	50,29	61,77	Plagiófilo	Normal
16	2	53,93	47,15	Erectófilo	Normal
17	2,5	42,20	60,37	Erectófilo	Seco
18	2,5	54,83	49,01	Erectófilo	Seco
19	2,5	37,64	45,98	Erectófilo	Seco
20	1,5	63,00	51,06	Plagiófilo	Normal
21	2	53,63	86,96	Plagiófilo	Normal
22	1,5	55,88	88,89	Plagiófilo	Normal
23	1,5	58,23	100,00	Plagiófilo	Seco
24	2	26,00	100,00	Erectófilo	Seco
25	2	49,15	81,67	Erectófilo	Seco
26	2	50,11	88,89	Erectófilo	Seco
Mínimo	1	26	44,6	-	-
Máximo	3,5	91,5	135,68	-	-

A nivel de dosel, a cada una de las 26 combinaciones de parámetros se le asignó (i) la distribución de los ángulos foliares (LAD) indicada por Yebra y Chuvieco (2008d), en base a la reorientación de las hojas que tanto caducifolios como perennifolios experimentan para disminuir la cantidad de luz interceptada y con ello, el estrés hídrico y (ii) un espectro de suelo normal o seco en función si la observación corresponde a primavera o verano, respectivamente.

Por último, en lugar de fijar un único valor de índice de área foliar (LAI) a cada una de las 26 combinaciones de parámetros, como propusieron Yebra y Chuvieco (2008d), se estableció

para este parámetro, el rango de oscilación propuesto por Gratani et al. (1993) para especies de matorral mediterráneo (0.5-2.5) y un salto en las simulaciones de 0,1. De esta manera se consiguió incrementar la sensibilidad del modelo a variaciones de LAI.

En consecuencia, se obtuvo una LUT compuesta por 182 espectros simulados y sus correspondientes parámetros de entrada. A partir de dichos espectros de referencia se simularon las bandas del sensor MODIS, empleando para ello los filtros de respuesta de dicho sensor y, a partir de los parámetros EWT y DMC se calculó el LFMC correspondiente a cada simulación (ecuación 4).

$$FMC(\%) = \frac{EWT}{DMC} \times 100 \quad (4)$$

Posteriormente, siguiendo las recomendaciones de Yebra y Chuvieco (2008a y d), se empleó una relación empírica LFMC-LAI calibrada en Cabañeros a partir de datos de LFMC de *Cistus ladanifer* medidos en campo y valores de LAI derivados del producto MOD15v04, con el objetivo de eliminar aquellos espectros simulados con combinaciones LFMC-LAI poco frecuentes en la naturaleza. De esta manera los 182 espectros originalmente simulados fueron reducidos a 87.

Finalmente, debido a que el modelo PROSAILH no tiene en cuenta la fracción de cobertura, factor que influye significativamente en la reflectividad de la parcela, se decidió simular este efecto asumiendo que la radiancia global de un píxel es proporcional a la superficie ocupada por cada cubierta (vegetación y suelo). De esta manera se definieron 3 posibles fracciones de cobertura (40, 60 y 90), y los 87 espectros de vegetación simulados con anterioridad fueron mezclados linealmente con su correspondiente espectro de suelo (seco o normal) en dichas proporciones. Así, se obtuvo una LUT final compuesta por 261 espectros de referencia y los parámetros de entrada que los generaron.

Definición del procedimiento de inversión

Función de error

Para evaluar la similitud entre espectros observados y estimados se han empleado numerosas funciones de error o mérito (tabla 2). De todas ellas, se seleccionó el error cuadrático medio relativo ($RMSE^*_p$), debido a que esta función mide la similitud entre espectros sin enfatizar las bandas de reflectividad con valores absolutos más altos. De esta manera, se programó una

rutina en C++ para calcular el $RMSE_p^*$ entre cada espectro MOD09 observado y los de referencia para posteriormente extraer el más similar y su correspondiente LFMC.

Además del $RMSE_p^*$ se exploró la posibilidad de emplear como función de error el ángulo espectral (AE), mediante el empleo del método de clasificación de imágenes SAM (*Spectral Angle Mapper*) implementado en el programa comercial de tratamiento de imágenes ENVITM. Este método de clasificación fue propuesto por primera vez como herramienta para la inversión de modelos de simulación por De Santis et al. (2007) para la estimación de niveles de severidad de incendio. Los autores consideraron esta función de error adecuada porque es independiente de variaciones de albedo, condiciones de iluminación y efectos topográficos, y a su vez, permite aplicar la inversión a toda una imagen de forma operativa.

Tabla 2. Ejemplos de funciones de error o mérito formuladas en la literatura.

Función	Formula*	Referencia
Error Absoluto	$AE = \sum_{i=1}^n [\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod}]$	(Koetz 2005)
Error cuadrático	$SE = \sum_{i=1}^n (\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod})^2$	(Zarco-Tejada et al. 2003)
Error cuadrático medio	$RMSE_p = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod})^2}$	(Combal et al. 2002)
Error cuadrático medio relativo	$RMSE_p^* = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod}}{\rho_{i,Obs}} \right)^2}$	(Weiss 2000)

* $\rho_{i,Obs} - \rho_{i,mod}$ es la reflectividad observada y modelada en cada banda i, respectivamente y n el número de bandas a consideradas en la comparación

El algoritmo de clasificación SAM, está basado en el cálculo del AE, expresado en radianes, entre un par de espectros, observados (\vec{v}) y de referencia (\vec{w}), siguiendo la expresión 5.

$$AE(\vec{v}, \vec{w}) = \cos^{-1} \left(\frac{\vec{v} \times \vec{w}}{\|\vec{v}\| \times \|\vec{w}\|} \right) \tag{5}$$

donde \vec{v} y \vec{w} serían dos vectores de m dimensiones, siendo m el número de bandas espectrales de entrada en la clasificación (Debba et al. 2005).

Para poder utilizar este algoritmo de clasificación, los espectros observados fueron convertidos a una imagen formato ENVITM y los espectros de referencia a librería espectral mediante el programa gratuito de análisis espectral SAMS (Rueda y Wrona 2002) (figura 4).

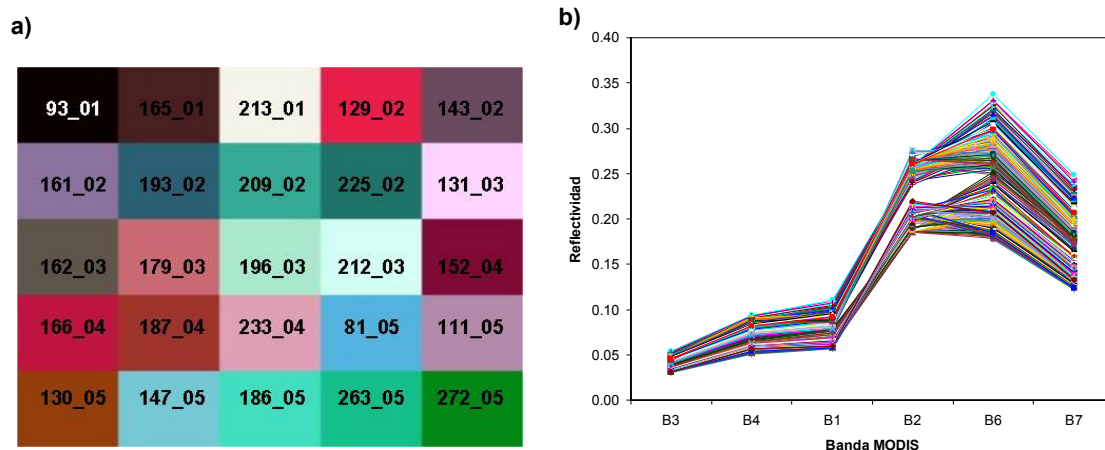


Figura 4. a) Imagen en falso color (MODIS 2/1/4) compuesta por una submuestra de espectros extraídos para las parcelas del PNC (se indica el día del año y año de cada uno de los espectros) b) Espectros simulados MODIS que componen la LUT del matorral (se descarta la banda 5 de reflectividad que no ha sido empleada en este estudio).

Información radiométrica y auxiliar introducida en la función de error

Para el cómputo de la función de error se emplearon todas las bandas de reflectividad de MOD09, a excepción de la banda 5 que fue descartada por presentar problemas en la calidad de los datos¹.

No se emplearon índices de vegetación, debido a que éstos, si bien maximizan la sensibilidad al parámetro en cuestión, presentan mayores problemas de indeterminación en las estimaciones, ya que eliminan información espectral que permite estimar correctamente otros parámetros, a la vez que reducen el número de variables que puede dejarse libres en la inversión (Zarco-Tejada et al., 2003 y Hao y Qu, 2007).

Para disminuir los posibles problemas de indeterminación derivados de compensaciones entre los parámetros LAI y LFMC, se decidió incluir el LAI en el cómputo de la función de error, como si de una banda de reflectividad se tratase. Varios autores han demostrado que la inclusión de esta información en el procedimiento de inversión mejora considerablemente las estimaciones de contenido en humedad de la vegetación (Yebra et al. 2008a; Zarco-Tejada et al. 2003). Los valores de LAI fueron extraídos del producto MOD15v004 (compuesto de 8 días a una

¹ Para una descripción detallada de este problema consultar http://landweb.nascom.nasa.gov/cgi-bin/QA_WWW/displayCase.cgi?esdt=MOD09&caseNum=JB_MOD09_01278&caseLocation=cases_data, julio 2008). En la versión 5 de MOD09 el bandedo no está presente. Sin embargo, la serie histórica de imágenes empleada en este estudio no está procesada en su totalidad.

resolución espacial de 1 km (Knyazikhin et al. 1999)) del sensor Terra-MODIS de igual manera que los valores de reflectividad del producto MOD09. Para ello se descargaron un total de 368 escenas, se realizaron los mosaicos, se re proyectaron a UTM ED050 y, se remuestrearon a una resolución espacial de 500m.

Validación de las estimaciones

El coeficiente de determinación (R^2) ente datos observados y estimados por el modelo objeto de validación ha sido una de las variables estadísticas más empleadas para la evaluación de la exactitud de las estimaciones de modelos físicos. Sin embargo, son varios los artículos que demuestran que este coeficiente no está necesariamente relacionado con la precisión en las estimaciones, entendiendo por precisión el grado en el cual las estimaciones del un modelo se aproximan a las magnitudes de sus homólogas observaciones (Fox 1981; Piñeiro et al. 2008; Willmott 1982).

Siguiendo las recomendaciones de Willmott (1982) la evaluación cuantitativa de la exactitud de las estimaciones se basó en:

1. la ordenada (a) en el origen y la pendiente (b) del ajuste lineal entre valores observados y estimados
2. la comparación entre la media y desviación típica de las estimaciones (\bar{E} , s_E) y observaciones (\bar{O} , s_o)
3. el error cuadrático medio (RMSE). El RMSE se dividió en su fracción sistemática (RMSEs) y no sistemática (RMSEu). Un modelo físico se considera adecuado solo si RMSEu se aproxima a 0 y RMSEs a RMSE (Willmott 1982). Si estos requisitos se cumplen, los errores en las estimaciones del modelo son fundamentalmente debidos al azar y no ocurren siempre en una misma dirección, requisito fundamental para considerar un modelos adecuado.
4. el índice de acuerdo (d), índice que varía entre 0 y 1 y por tanto es muy apropiado para comparar modelos (Willmott 1982).

Este ejercicio de validación fue realizado en primer lugar con los datos recogidos en el P.N. de Cabañeros, con el objetivo de seleccionar el procedimiento de inversión más adecuado y

valorar la mejora de las estimaciones con respecto a las obtenidas con la técnica de inversión y el procedimiento de parametrización propuesto en trabajos anteriores (Yebra et al. 2008a y d). Posteriormente, fue aplicada al resto de las parcelas de validación y la precisión en las estimaciones fue comparada con la del modelo empírico calibrado por Yebra et al. (2008a), con el objetivo de contrastar la hipótesis de mayor potencial de generalización de los RTM.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Selección del procedimiento de inversión

Las mejores estimaciones de LFMC con la muestra de validación de Cabañeros (2001-2005 y 2007) se obtuvieron empleando como función de error el ángulo espectral (AE). En primer lugar se observa que al invertir PROSAILH empleando como función de error el AE el valor promedio de las estimaciones (\bar{E}) y la desviación típica (s_E) son prácticamente igual a los correspondientes parámetros observados \bar{O} (84,77%) y s_O (23,01%). Sin embargo, empleando el $RMSE^*_p$, \bar{E} y s_E son un 5 y 12 % mayores que \bar{O} y s_O , respectivamente. Los parámetros de regresión entre datos observados y estimados respaldan dichas afirmaciones ya que mientras que los valores de LFMC estimados mediante el procedimiento de inversión basado en el AE presentan una recta de regresión con pendiente ≈ 1 y ordenada ≈ 0 , el procedimiento basado en el $RMSE^*_p$, si bien con una pendiente similar, tiene una ordenada en el origen mucho más elevada (32,62%) y una pendiente menor (0,7).

Tabla 3. Evaluación cuantitativa de la precisión de las estimaciones de las metodologías de inversión (Muestra del PNC). ¹Modelos calibrados por Yebra et al. (2008a).

Modelo	Función de error	\bar{E}	s_E	N	a	b	R^2	RMSE (%)	RMSEs (%)	RMSEu (%)	d
PROSAILH	$RMSE^*_p$	90,18	25,95	51	32,62	0,7	0,36	22,43	9,10	20,51	0,76
	AE	84,69	22,82	51	18,24	0,8	0,63	14,69	4,93	13,84	0,89
	RLM ¹	78,84	18,8	51	17,23	0,71	0,54	16,18	9,91	12,79	0,84
Empírico ¹	-				- 5.13	1.13		18,11	7	16,7	0,88

$$\bar{O} = 84,77\%, s_O = 23,01\%$$

Respecto al error cuadrático medio (RMSE), se deduce que las estimaciones obtenidas mediante el procedimiento AE son, en media, un 7,7% más precisas que aquellas obtenidas mediante el $RMSE^*_p$. Además, los errores sistemáticos (RMSE_s) y no sistemáticos (RMSE_u) son más cercanos a 0 y a RMSE, respectivamente. Sin embargo, el RMSE de las estimaciones

obtenidas mediante la inversión con el $RMSE_p^*$ es similar a la desviación típica de la muestra (so). Esto indica que este procedimiento de inversión no es adecuado, ya que puede estimar prácticamente cualquier valor dentro del rango observado. Por último, el índice de acuerdo “d” muestra que invirtiendo PROSAILH con la función de error AE se obtiene estimaciones un 13% más precisas que con el $RMSE_p^*$. En consecuencia, se considera más adecuado el procedimiento de inversión basado en el ángulo espectral.

El ángulo espectral se considera una función de error más apropiada que el $RMSE_p^*$ para la estimación operativa de parámetros biofísicos a partir de imágenes satélite porque, como resaltaron De Santis et al. (2007), clasifica cada píxel de una imagen a la clase de humedad cuyos espectros son más similares en forma (ángulo espectral) y no en valores absolutos como ocurre con el $RMSE_p^*$. Con ello, es insensible a las condiciones de iluminación y efectos de albedo evitando estimaciones imprecisas (Figura 5)

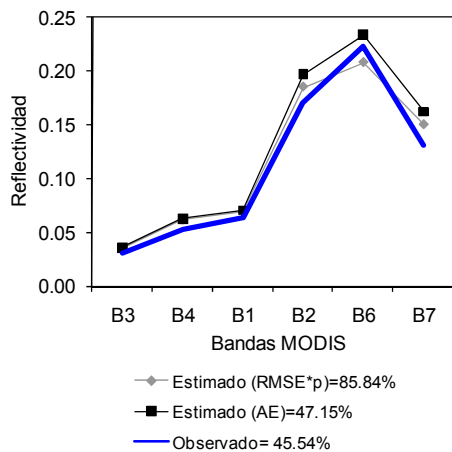


Figura 5. Ejemplo de espectro observado y seleccionado de la LUT empleando como función de error el $RMSE_p^*$ y el AE. Obsérvese como el espectro seleccionado mediante la función de error $RMSE_p^*$ es más parecido en términos absolutos al espectro observado que el seleccionado mediante la función AE. Sin embargo, solo el espectro seleccionado con esta última función de error conduce a una estimación precisa de LFMC.

Tabla 4. Errores en las estimaciones mediante la inversión con SAM para diferentes rangos de LFMC.

LFMC	RMSE (%)	RMSEs (%)	RMSEu (%)
>70%	14,31	4,21	13,67
<70%	15,43	6,11	14,17

Cabe destacar que las estimaciones con este procedimiento de inversión (AE) son precisas independientemente del rango de valores de LFMC (tabla 4). Además, todas las estimaciones presentan residuales <25%

y, únicamente 7 (un 13% de las estimaciones) arrojaron residuales mayores al 22% (umbral que ha sido considerado por otros autores aceptable (Yebra et al. 2008b)).

Para evaluar si el procedimiento de inversión de PROSAILH finalmente seleccionado mejora las estimaciones de LFMC respecto al procedimiento empleado por Yebra et al. (2008a), el último fue aplicado a la serie completa de datos de LFMC empleada en este trabajo (tabla 3). Los resultados mostraron mejoras en las estimaciones ya que, aunque las rectas de regresión entre valores observados y estimados con sendos procedimiento de inversión resultaron similares, el RMSE de las estimaciones con el procedimiento de Yebra et al. (2008a) resultó un 1,5 mayor, el índice de similitud “d” un 5% menor y los estadísticos estimados \bar{E} y s_E fueron menores que los observados \bar{O} y s_O .

Comparación de modelos empíricos y PROSAILH para la estimación de LFMC: Potencial de generalización.

La evaluación cuantitativa de la precisión de las estimaciones de LFMC mediante la inversión de PROSAILH (procedimiento AE) y el modelo empírico calibrado por Yebra et al. (2008a) mostró que el primero presenta mayor potencial de generalización.

Sendos modelos estimaron con precisión similar cuando se aplicaron a toda la serie temporal de datos disponibles para el P.N. de Cabañeros. La mayoría de los estadísticos de validación del modelo empírico fueron cercanos a los de PROSAILH. Únicamente, \bar{O} y s_O fueron subestimados en un 6,3 y 8,1%, respectivamente, mientras que PROSAILH condujo a estimaciones muy precisas (tabla 3).

Sin embargo, cuando se validaron los modelos con la totalidad de datos recogidos en otras zonas de validación, el empírico resultó ser menos preciso que PROSAILH. Los estadísticos descriptivos \bar{O} y s_O (tabla 5) fueron subestimados considerablemente por el modelo empírico, lo que condujo a un RMSE elevado (48,14%) y superior a s_O , así como a un RMSEs similar a RMSEu (tabla 6). Asimismo, el índice de acuerdo “d” entre valores de LFMC observados y estimados con este modelo fue bajo (0.64) y la recta de regresión lejana a la ideal 1:1. Por su parte, los valores promedio \bar{E} y la desviación típica s_E de las estimaciones con PROSAILH fueron muy cercanos a \bar{O} y s_O y la recta de regresión resultó muy cercana al origen (1:1). Además el RMSE resultó un 26,7% menor que el obtenido con el modelo empírico y, el RMSEs un 7% inferior al RMSEu.

Tabla 5. Valor promedio y desviación típica de los valores de LFMC medidos en cada parcela.

Estadístico	TODAS	P1-P5	P6	P7	P8	P9	P10
\bar{O}	95,38	73,89	92,34	96,15	110,28	73,86	113,06
s_o	33,74	23,94	43,61	16,54	27,90	22,27	36,78

Tabla 6. Evaluación cuantitativa de la precisión de las estimaciones con PROSAILH (procedimiento AE) y el modelo empírico.

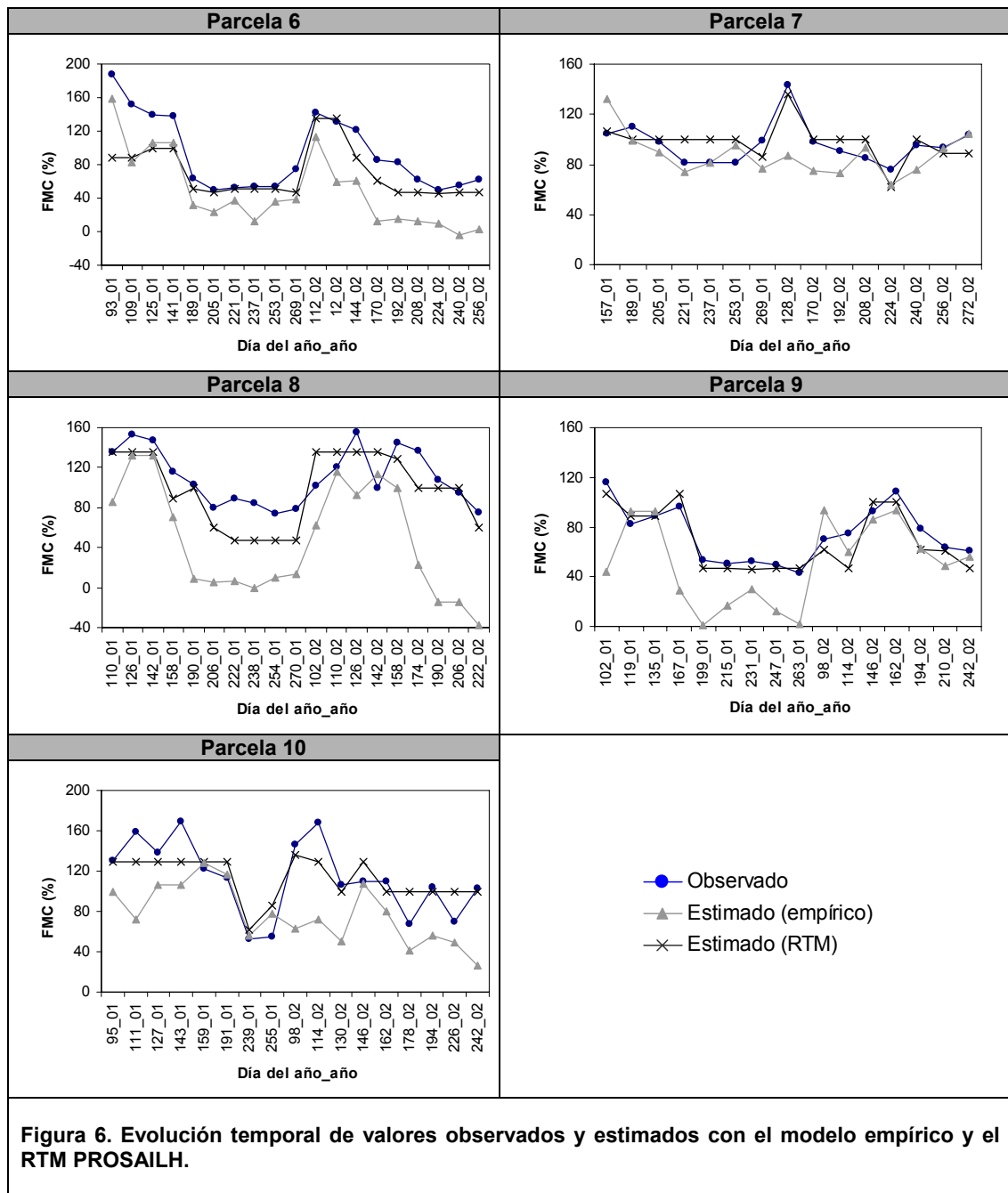
Parcela	MODELO	\bar{E}	s_E	N^*	R^2	A	b	RMSE (%)	RMSEs (%)	RMSEu (%)	d
TODAS	Empírico	64,11	41,34	86	0,29	1,54	0,66	48,14	33,33	34,73	0,61
	PROSAILH	87,66	31,31	86	0,64	26,93	0,74	22,03	11,61	18,72	0,88
P1-P5	Empírico	92,16	16,72	9	0,42	61,12	0,42	25,77	22,48	12,59	0,6
	PROSAILH	70,66	20,60	9	0,7	19,55	0,69	13,86	7,67	11,55	0,88
P6	Empírico	48,10	45,42	19	0,83	-39,48	0,95	47,91	44,29	18,26	0,76
	PROSAILH	69,97	30,56	19	0,68	16,63	0,58	33,24	28,66	16,84	0,8
P7	Empírico	87,60	16,81	15	0,11	55,06	0,34	20,48	13,59	15,32	0,54
	PROSAILH	97,84	15,01	15	0,49	36,51	0,64	11,95	6,03	10,31	0,84
P8	Empírico	47,59	55,59	19	0,57	-118,87	1,51	73,27	64,20	35,32	0,5
	PROSAILH	97,84	36,63	19	0,64	-16,64	1,05	24,44	11,57	21,52	0,85
P9	Empírico	51,25	33,81	16	0,38	-17,74	0,93	34,35	22,66	25,81	0,66
	PROSAILH	68,97	24,63	16	0,85	-6,12	1,02	10,58	4,9	9,38	0,94
P10	Empírico	76,97	29,23	17	0,17	40,21	0,33	50,52	43,39	25,88	0,56
	PROSAILH	112,61	20,78	17	0,7	59,15	0,47	21,81	18,81	11,03	0,84

Los resultados para cada una de las parcelas de validación confirmaron los resultados globales. No hubo ninguna parcela en la que las estimaciones del modelo empírico resultasen precisas. Los RMSE fueron similares a s_o , los RMSEs superiores o similares a los RMSEu, los índices de acuerdo (d) bajos, las ordenadas en el origen de la recta de regresión observados vs. estimados superiores al 39% o las pendientes lejanas a 1. Sólo en la parcela 6 (parcela más similar a las de la zona de calibrado del modelo) se obtuvieron estimaciones algo más precisas (índice $d=0,76$ y una ordenada de la recta de regresión más cercana al origen), si bien el promedio de las estimaciones \bar{E} fue un 34,24% menor, y el RMSEs elevado y mayor que el RMSEu.

Considerando la evolución temporal del LFMC (figura 6) se concluye de forma similar. El modelo empírico sólo estima la estacionalidad del LFMC correctamente para la parcela 6, si bien la subestimación del valor de LFMC es considerable. Esto explica las buenas regresiones pero elevados RMSE presentados con anterioridad.

Por el contrario, PROSAILH solo estima con baja precisión el LFMC de parcelas 6 y 10 (tabla 6). En dichas parcelas RMSE es similar a s_o y $RMSEs > RMSEu$ y los índices "d", aunque elevados, son menores que los del resto de las parcelas. Estas imprecisiones pueden explicarse por las subestimaciones sistemáticas de los valores de LFMC superiores a 135%

que concurren en dichas parcelas (figura 6), lo que a su vez se debe a que el máximo valor de LFMC simulado en la LUT fue de 135,68% (tabla 1).



Por último cabe destacar que los valores de LFMC observados en la parcela 8 cercanos al 80%, también fueron subestimados considerablemente (50%). En este caso, la subestimación pudo ser causada por una incorrecta estimación de LAI por parte del modelo empleado en el producto MOD15. De hecho, la observación en dicha parcela correspondiente al día 206 del

año 2001 (25 de julio), presentó un LFMC $\approx 80\%$ (79,73%) y un LAI de 1 mientras que para el resto de las observaciones con LFMC $\approx 80\%$, el LAI extraído del producto MOD15 fue de 0.5, valor que se considera bastante bajo teniendo en cuenta que el año 2001 fue hidrológicamente bastante húmedo. Yebra y Chuvieco (2008d) explicaron que los mínimos valores de LAI para especies de matorral caducifolios, como es la *Retama sphaerocarpa* (especie dominante de la parcela 8) los valores mínimos de LAI se registran justo antes del verano. A comienzos de verano se desarrollan las nuevas hojas con lo que el LAI incrementa.

CONCLUSIONES

La estimación operativa de LFMC es fundamental para una correcta caracterización del peligro de incendio. En este trabajo se ha presentado un nuevo procedimiento de parametrización e inversión de PROSAILH operativo y que mejora las estimaciones de LFMC respecto a trabajos anteriores. En este procedimiento se considera una serie de criterios ecológico en la parametrización de PROSAILH que permiten simular espectros lo más realistas posibles. Para la inversión se emplea el ángulo espectral para evaluar la similitud entre espectros observados y estimados. La precisión de esta metodología es homogénea en todo el rango de variación de LFMC y en las diferentes parcelas de validación empleadas. Únicamente tiene dos limitaciones:

1. Subestima los valores de LFMC superiores al 135%, debido a que dichas situaciones no fueron incluidas en los espectros de referencia o LUT.
2. Su precisión depende de la precisión en la estimación del LAI por parte del producto MOD15.

La primera limitación tiene fácil solución mediante la inclusión de dichas situaciones en los espectros de referencia, aspecto que será tratado en futuros trabajos. En lo que a la segunda limitación respecta, el producto MOD15 no siempre conduce a estimaciones precisas de LAI (Knyazikhin et al. 1999), además de que su resolución espacial es de 1km. Por ello, habría que buscar alguna alternativa de estimación de este índice. Trabajos previos han estimado con precisión los valores de LAI mediante datos LIDAR (Riaño et al., 2007) o meteorológicos por lo que se podrían explorar estas posibilidades (Koetz et al., 2005). No obstante, la futura disponibilidad de la versión 5 del producto MOD09A1 que no presenta problemas en la calidad de la información radiométrica registrada por la banda 5, permitirá el empleo de esta banda en

la inversión, lo que puede conducir a mejoras en las estimaciones incluso sin considerar el LAI, ya que esta banda, localizada en las longitudes de onda más cortas de la región del SWIR, es altamente sensible a variaciones de LFMC al mismo tiempo que es menos sensible a variaciones del LAI (Bowyer y Danson, 2004)

Por último, en este trabajo se ha demostrado que, a pesar de las limitaciones comentadas con anterioridad y de trabajar con imágenes de baja resolución espacial y parcelas heterogéneas de matorral, las estimaciones obtenidas mediante la inversión de PROSAILH son más precisas que las obtenidas con los tradicionales métodos empíricos, cuando se emplean parcelas de validación lejanas a las de calibración. Con ello se concluye, al igual que hicieron Yebra et al. (2008b) en ecosistemas homogéneos de pastizal, que los modelos de transferencia radiativa, en general, y PROSAILH en particular, presentan mayor potencial de generalización que los modelos empíricos y, por ello son más adecuados para aplicaciones globales.

Se es consciente que se ha hecho una gran simplificación de la naturaleza al parametrizar PROSAILH con los valores observados para dos especies y dos años. Sin embargo, el considerar nuevas combinaciones de parámetros observadas en más especies vegetales incrementaría el número de espectros y, con ello, el tiempo necesario para la inversión y posiblemente los problemas de indeterminación. Por ello, se debe ser precavido y estar seguros que, si se incluyen nuevas combinaciones de parámetros, los espectros a los que conducen son esenciales y diferentes a los ya simulados.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el ministerio de Educación, Ciencia y Tecnología a través del programa de Formación de Personal Universitario y del proyecto Firemap (CGL2004-060490C04-01/CLI). Agradecemos a los integrantes del proyecto Firerisk que llevaron a cabo las campañas de campo de los años 2001 y 2003, la valiosa aportación de datos y fotografías, así como a Héctor Nieto, María Díaz y Rubén Muñoz su colaboración en las campañas de muestreo del 2006.

REFERENCIAS

Bowyer, P. y F. M. Danson (2004): Sensitivity of spectral reflectance to variation in live fuel moisture content at leaf and canopy level. *Remote Sensing of Environment*, 92: 297-308.

- Ceccato, P., Gobron, N., Flasse, S., Pinty, B. y Tarantola, S. (2002). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment*, 82, 188–197
- Chen, D., Huang, J. y Jackson, T. (2005). Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 98, 225-236
- Combal, B., Baret, F., Weiss, M., Trubuil, A., Mace, D., Pragnere, A., Myneni, R., Knyazikhin, Y. y Wang, L. (2002). Retrieval of canopy biophysical variables from bidirectional reflectance using prior information to solve the ill-posed inverse problem. *Remote Sensing of Environment*, 84, 1-15
- De Santis, A. y Chuvieco, E. (2007). Burn severity estimation from remotely sensed data: performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, 108, 422-435.
- Debba, P., van Ruitenbeek, F.J.A., van der Meer, F.D., Carranza, J.M. y Stein, A. (2005). Optimal field sampling for targeting minerals using hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, 99, 373-386
- Dennison, P.E., Roberts, D.A. y Peterson, S.H. (2008). Spectral shape-based temporal compositing algorithms for MODIS surface reflectance data. *Remote Sensing of Environment*, 109, 510-522
- Dennison, P.E., Roberts Dar, A., Peterson, S.H. y Rechel, J. (2005). Use of Normalized Difference Water Index for monitoring live fuel moisture content. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 1035-1042
- Desbois, N., Deshayes, M. y Beudoin, A. (1997). Protocol for fuel moisture content measurements. In E. Chuvieco (Ed.). *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires* (pp. 61-72). Alcalá de Henares: Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá
- Fensholt, R. y Sandholt, I. (2003). Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment. *Remote Sensing of Environment*, 87, 111-121
- García, M., E. Chuvieco, H. Nieto y I. Aguado (2008). Combining AVHRR and meteorological data for estimating live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 112, 3618-3627.
- Gitelson, A., Kaufman, J.Y., Stark, R. y Rundquist, D. (2002). Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*, 80, 76-87
- Gratani, L. (1993). Response to microclimate of morphological leaf attributes, photosynthetic and water relations of evergreen sclerophyllous shrub species. *Photosynthetica*, 29, 573-582
- Hao, X. y J. J. Qu (2007): Retrieval of real-time live fuel moisture content using MODIS measurements. *Remote Sensing of Environment*, 108: 130-137.
- Jacquemoud, S. (1990). PROSPECT: a model to leaf optical properties spectra. *Remote Sensing of Environment*, 34, 74-91
- Kimes, D., Knyazikhin, Y., Privette, J.L., A.A. A. y Gao, F. (2000). Inversion methods for physically based models. *Remote Sensing Reviews*, 18, 381-439
- Knyazikhin, Y., Glassy, J., Privette, J.L., Tian, Y., Lotsch, A., Zhang, Y., Wang, Y., Morissette, J.T., Votava, P., Myneni, R.B., Nemani, R.R. y Running, S.W. (1999). MODIS leaf area index (LAI) and fraction of photosynthetically active radiation absorbed by vegetation (fpar) product (MOD15). Algorithm theoretical basis document. <http://eosps0.gsfc.nasa.gov/atbd/modistables.html>
- Koetz, B., Baret, F., Poilvé, H. y Hill, J. (2005). Use of coupled canopy structure dynamic and radiative transfer models to estimate biophysical canopy characteristics. *Remote Sensing of Environment*, 95, 115-124
- Peterson, S., Roberts, D.A. y Dennison, P.E. (2008). Mapping live fuel moisture with MODIS data: a multiple regression approach. *Remote Sensing of Environment*, En revisión.
- Piñeiro, G., Perelman, S., Guerschman, J.P. y Paruelo, J.M. (2008). How to evaluate models: Observed vs. predicted or predicted vs. observed? *Ecological Modelling*, 216, 316-322
- Pinty, B., Widlowski, J.L., Taberner, M., Gobron, N., Verstraete, M.M., Disney, M., Gascon, F., Gastellu, J.P., Jiang, L. y Kuusk, A. (2004). Radiation Transfer Model Intercomparison (RAMI) exercise: Results from the second phase, 109, D06210, doi:06210.01029/02003JD004252

- Riaño, D., Vaughan, P., Chuvieco, E., Zarco-Tejada, P. y Ustin, S.L. (2005). Estimation of fuel moisture content by inversion of radiative transfer models to simulate equivalent water thickness and dry matter content: Analysis at leaf and canopy level. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43, 819-826
- Roberts, D.A., Peterson, S., Dennison, P.E., Sweeney, S. y Rechel, J. (2006). Evaluation of Aibone Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) and Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS) measures of live fuel moisture and fuel condition in a shrubland ecosystem in southern California. *Journal of Geophysical Research*, 111. GO4S02. doi: 10.1029/2005JG000113
- Rueda, C.A. y Wrona, A.F. (2002). Spectral Analysis and Management System. In <http://www.cstars.ucdavis.edu/software/sams/>. Davis.
- Stow, D., Madhura, N. y Kaiser, J. (2006). Time series of chaparral live fuel moisture maps derived from MODIS satellite data. *International journal of wildland fire*, 15, 347-360
- Stow, D. y Niphadkar, M. (2007). Stability, normalization and accuracy of MODIS-derived estimates of live fuel moisture for southern California chaparral. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 5175 - 5182
- Stow, D., Niphadkar, M. y Kaiser, J. (2005). MODIS-derived visible atmospherically resistant index for monitoring chaparral moisture content. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 3867-3873
- Verhoef, W. (1984). Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: the SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, 16, 125-141
- Vermote, E. F., & Vermeulen, A. (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral reflectances (MOD09), ATBD version 4.0.
- Weiss, M., Baret, F., Myneni, R.B., Pragnère, A. y Knyazikhin, Y. (2000). Investigation of a model inversion technique to estimate canopy biophysical variables from spectral and directional reflectance data. *Agronomie*, 20, 3-22
- Willmott, C.J. (1982). Some Comments on the Evaluation of Model Performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 63, 1309-1313
- Yebra, M. y Chuvieco, E. (2008d). Interés de considerar factores ecológicos en el empleo de modelos de reflectividad: estimación del contenido de humedad de matorrales Mediterráneos mediante imágenes MODIS. La teledetección en estudios ecológicos; *Revista Ecosistemas*. En prensa.
- Yebra, M. y Chuvieco, E. (2008c). Generation a specie-specific Look-Up Table for Fuel Moisture Content assessment. *IEEE JSTARS Special Issue on Wildland Fires and Biomass Burning*, En revisión.
- Yebra, M., Chuvieco, E. y Aguado, I. (2008a). Comparación entre modelos empíricos y de transferencia radiativa para estimar contenido de humedad en pastizales: Poder de generalización. *Revista de Teledetección*, 29, 73-90
- Yebra, M., Chuvieco, E. y Riaño, D. (2008b). Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 523-536
- Yebra, M., de Santis, A. y Chuvieco, E. (2005). Estimación del peligro de incendios a partir de teledetección y variables meteorológicas: variación temporal del contenido de humedad del combustible". *Recursos Rurais*, 1, 9-19
- Zarco-Tejada, P.J., Rueda, C.A. y Ustin, S.L. (2003). Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment*, 85, 109-124.



CAPÍTULO 7: PREDICTION OF FIRE OCCURRENCE FROM LIVE FUEL MOISTURE CONTENT MEASUREMENTS IN A MEDITERRANEAN ECOSYSTEM.

Publicación correspondiente:

Chuvieco, E., I. González, F. Verdú, I. Aguado y M. Yebra (2008). Prediction of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in a mediterranean ecosystem. International journal of wildland fire. En prensa.

Al andar se hace camino y
al volver la vista atrás
se ve la senda que nunca
se ha de volver a pisar.

Antonio Machado

PREDICTION OF FIRE OCCURRENCE FROM LIVE FUEL MOISTURE CONTENT MEASUREMENTS IN A MEDITERRANEAN ECOSYSTEM

ABSTRACT

Wildland fires play a critical role in vegetation succession, soil degradation and land use transformations, and are also responsible for a significant contribution of greenhouse gas emissions. Fire occurrence is caused by several natural and human factors. The effects of temporal trends of live fuel moisture content (FMC) on fire ignition and propagation are still poorly understood, but there is a growing concern on using this variable for fire danger rating (San Miguel-Ayanz *et al.* 2003)

This paper presents and discusses the relationships between live FMC measurements and fire occurrence (number of fires and burned area) in a Mediterranean area of Central Spain. Grasslands and four shrub species (*Cistus ladanifer* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Erica australis* L. and *Phillyrea angustifolia* L.) were sampled in the field from the spring to the summer season over a nine-year period. Higher seasonal FMC variability was found for the herbaceous species than for shrubs, since grasslands have very dry values in summertime. Moisture variations of grasslands were found good predictors of number of fires and total burned surface, while moisture variations of two shrubs (*Cistus ladanifer* L., *Rosmarinus officinalis* L.) were more sensitive to both the total burned area and the occurrence of large fires. All these species showed significant differences between high and low occurrence periods. The other two shrub species considered (*Erica australis* L. and *Phillyrea angustifolia* L.) showed lower correlations, while the latter did not show significant relationships between FMC trends and neither number of fires nor burned area.

Three different logistic regression models were built for the 202 periods of analysis: one to predict periods with more and less than 7 fires another to predict periods with and without large fires (>500 ha), and the third one to predict periods with more and less than 200 ha burned. The results showed accuracy in predicting periods of high number of fires (94.2%), and extensive burned area (85%), with less precision in estimation periods with large fires (58%). Finally, empirical functions based on logistic regression analysis were successfully related to fire ignition or potential burned area from FMC data. These models should be useful to integrate FMC measurements with other variables of fire danger (ignition causes, for instance), to provide a more comprehensive assessment of fire danger conditions.

Keywords: Fuel Moisture Content, Fire occurrence, Fire Danger, Fire Risk, Mediterranean ecosystems

INTRODUCTION

Wildland fires play a critical role in vegetation succession (Pausas *et al.* 1999), soil degradation (Almendros *et al.* 1990) and watershed runoff changes (Robichaud 2005), while having an important share in global greenhouse emissions (van der Werf *et al.* 2004) and land use transformations (Stolle *et al.* 2003), especially in the Tropical forest.

Although several factors need to be considered for a comprehensive evaluation of fire danger (Chuvienco *et al.* 2003b), most operational danger indices rely almost exclusively on meteorological data since they are relatively easy to obtain and provide a good prediction of the fuel moisture content (FMC) status (Deeming *et al.* 1974; Van Wagner 1974). The Canadian Fire Weather Index (Van Wagner 1974), for instance, is based upon three moisture codes that

account for water variations in three fuel layers, while the US National Fire Danger Rating System (Deeming *et al.* 1978) considers four different moisture codes (1h, 10h, 100h and 1000h). In both systems, the moisture codes are expected to estimate the water content of dead components, which are the most flammable and easy to estimate from meteorological observations, because they mainly depend on atmospheric conditions, material thickness and chemical composition (Viney 1991). The FMC of live plants have more complex interactions with atmospheric and soil water capacity, because they are largely influenced by species' water balance mechanisms (Slavik 1974). In fact, neighboring plants with the same atmospheric conditions may have very different FMC values, depending on their physiological characteristics and drought resistance strategies: root system, leaf thickness, leaf morphology, chlorophyll content, etc.

Consequently, in fire danger assessment a general distinction is made between moisture content of dead materials lying on the forest floor (senescent grasses, dry leaves, small twigs, and organic material in the topsoil) and live species, among which a further division can be made between FMC of leaves and stems. FMC is commonly expressed as the amount of water per dry-mass of the fuel (commonly expressed in %, but also as gH₂O/g dry mass).

FMC has proven inversely related to ignition probability due to the fact that part of the energy necessary to start a fire is used up in the process of evaporation right before the fire starts to burn, (Dimitrakopoulos *et al.* 2001). Additionally, FMC dilutes volatiles and exclude oxygen from the combustion zone. On the other hand, water content also affects fire propagation since the source of the flames is reduced with humid materials, therefore reducing flammability (Viegas 1998).

While laboratory experimentations have proven the relations between FMC and ignition delay, ignition potential or rate of spread (Nelson 2001), few studies have tested the relations between FMC and actual fire occurrence. Viegas *et al.* (1992) obtained high negative correlations between FMC of dead fine fuels and fire outbreaks observed in a radius near their field sampling in Central Portugal. Renkin and Despain (1992) found clear relations between the occurrence and behavior of lightning-cause fires and the FMC of heavy dead fuels in the Yellowstone National Park. Similar findings were reported from central provinces of Canada

(Nash *et al.* 1996). A recent study in the Brazilian Amazonia also found a clear influence of litter FMC on fire susceptibility (Ray *et al.* 2005).

Those studies were focused on dead fuels, but no previous studies were found to analyze specific relations between fire occurrence (FO) and FMC of live fuels (including shrubs and grasslands), which is the main objective of this paper. Live FMC is more difficult to estimate than dead FMC from meteorological data, but can be retrieved from satellite data (Yebra *et al.* 2008a), and therefore a better understanding of the relations between live FMC and FO should also provide a more consistent use of satellite data in fire danger assessment (Verbesselt *et al.* 2006).

For this paper, the initial hypothesis was that higher fire occurrence should be associated to lower FMC values, both for grasslands and shrublands. However, we expected that moisture of grasslands would be more sensitive to number of fires, while the shrub FMC trends would be more associated to the total burned area. The former was explained by the greater sensitivity of grasslands to short-term changes in atmospheric conditions, which should be more associated to fire outbreaks, regardless their size. On the other hand, low moisture values of shrubs should correspond to longer trends of drying, and therefore to more severe fire conditions and larger burned areas.

METHODS

Field sampling of FMC

FMC field sampling was carried out in the Cabañeros National Park (located in Central Spain: figure 1). Measurements were taken from early April to the end of September, every 8 days from 1996 to 2002 and every 16 days from 2003 to 2007. The series from 1996 to 2004 was used in this study. Each field measurement day will be considered a “period” throughout the paper. A total number of 202 periods were used for all species sampled but one, *Phillyrea angustifolia* L., which was not sampled in 1997 and had 179 periods available.

The periodic sampling included five sampling plots, sized 30 x 30 m. They were positioned in the central valley of the Park, on very gentle slopes (<5%). The plots were located in a 17 km transect, spaced from 5 to 37 km apart. The first three plots were covered 100% by annual herbaceous species. These three grassland plots differed in soil depth and grass height and

biomass. The fourth and fifth plots were 95% covered by shrub species (the rest was soil or herbaceous species). Four shrub species were sampled in those last two plots: *Cistus ladanifer* L., *Erica australis* L., *Phillyrea angustifolia* L. and *Rosmarinus officinalis* L.. All those species are very common in Mediterranean areas.

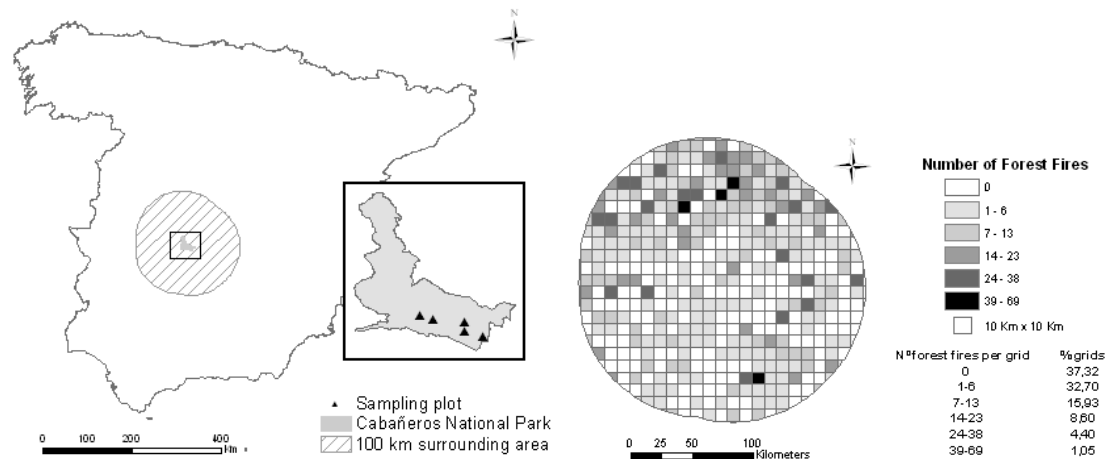


Figure 1: Location of the target area and the field sampling plots. A fire frequency map was built for all the grid cells within the target area.

In the first three plots, three samples of grass were acquired. The whole stems were collected, removing the roots. The different herbaceous species within each plot were not separated. The ratio of live-dead grass changed throughout the season, generally from 90-10%, respectively, in the spring time to 5-95 % at the end of the summer season. In plots 4 and 5, only shrub species were sampled, since the amount of herbaceous plants was below 15%. Leaves and terminal branches were harvested. All samples were collected between 12 and 16 hours GMT, to coincide with the time of highest fire danger and with the acquisition of satellite images that have been used by our group in other projects (Chuvieco *et al.* 2003a; Chuvieco *et al.* 2004b). Samples were composed of between 80 and 100 g. They were put in an envelope after harvest them. They were sealed and weighed with a field balance (precision ± 0.01 g). The envelopes were carried to the laboratory and then dried in an oven for 48 hours at 60° C (Viegas *et al.* 1992), and weighed again on the same balance. The weight of the envelopes was subtracted to compute the FMC following:

$$\text{FMC} = \left(\frac{W_w - W_d}{W_d} \right) * 100 \quad (1)$$

where W_w is the wet weight and W_d the dry weight of the same sample. Average values of the three grasslands plots and the two shrub plots were used in this study, to smooth local effects since we were interested in regional trends. Therefore, each period had 9 samples for grasslands (3 samples x 3 plots), and 6 samples for each shrub species (3 samples x 2 plots). Since the three plots of grasslands were 9 km apart, and the two shrub plots are 4 km apart, the spatial sampling provides a good estimation of the regional conditions of FMC.

Fire occurrence

A fire database was build for the same periods of the field sampling using the Spanish Forest Fire Statistics. A target area was defined using a buffer of 100 km around the sampling plots (figure 1). Fire statistics were collected from this target area and grouped in 8-day periods to relate them to the FMC field observations. To keep the period length uniform, in those years when the field sampling was done every 16 days (2002 to 2004), FMC values for the non-sampled intermediate periods were estimated using linear interpolation. The effect of this approach was tested on the previous annual series, and the differences between interpolated and actual FMC data were negligible.

A 100 km radius was selected to include a sufficient number of fire observations, while preserving similar moisture conditions to those sampled on the field. Exploratory analysis previously done showed significant common trends for meteorological variables (temperature, rainfall, air humidity) within weather stations located in that radius.

Fire statistics in Spain are collected for UTM cells of 10x10 km. A spatial analysis within a Geographic Information System (GIS) was carried out to extract those cells intersecting our target area. According to the National Forest Inventory map, vegetation species in the target area were similar to those measured in the field plots of FMC (grasslands and shrub species), along with three Mediterranean oaks (*Quercus ilex*, *Quercus faginea*, and *Quercus suber*).

Statistical analysis

The two series of data, FMC and fire occurrence, were analyzed using a set of descriptive and inferential statistics. Correlation analysis was based on the Spearman non-parametric rank index (Visauta 1998), since both number of fires and burned area did not show a normal distribution, with a clear skew toward low incidence values. Those correlations were expected to be affected by the number of periods without fires, which may happen as a result of lacking ignition agents, even when FMC values may be very low. Consequently, additional statistics analyses were used to better understand relationships between FMC and fire trends, and to find out critical FMC thresholds that may predict a higher occurrence. To test the discrimination capacity of each FMC series, five groups of periods were created by considering the number of fires each had: less or equal to 1 fire, from 2 to 8 fires, from 9 to 16 fires, from 17 to 24 fires, and more than 25 fires. Additionally, four groups of periods were created according to burn surface: less than 5 ha, 5 to 50 ha, 50 to 500 ha, and more than 500 ha. Those groups were based on natural breaks from the histogram, as well as on thresholds commonly used by the Spanish forest service. Since large fires (>500 ha) have a particular ecological and economic importance in the country, another classification was established from the sampled periods, based on the presence of at least a large fire. Null hypothesis was that FMC values of the groups were not different.

Differences in groups of fire occurrence were checked using standard tests of mean differences and one-way analysis of variance (ANOVA).

Finally, the prediction capability of the FMC of each species was tested using non-parametric regression techniques. Critical levels of fire occurrence were used to establish binary variables that were predicted using logistic regression analysis. Logistic regression is based on the following function:

$$f(z) = \frac{1}{1 + e^{-z}} \quad (2)$$

where z is a linear combination of independent variables derived from maximum likelihood fitting. $f(z)$ converts the values for z into a continuous function with a rank oscillating between 0 and 1. Since logistic regression analysis is applied to binary variables, predicted cases are

classified according to a threshold of probability (usually 0.5). Regression analysis have been used extensively for predicting fire occurrence (Martell *et al.* 1987; Vasconcelos *et al.* 2001).

For this paper, three different regression models were built, one to predict periods with more and less than 7 fires (which is the threshold to account for 50% of all periods), another to predict periods with and without large fires (>500 ha), and the third one to predict periods with more and less than 200 ha burned. Only 29% of periods had more than 200 ha burned, but they accumulated 89% of all areas burned, so the 200 ha threshold seemed a logical choice to binarize the burned area variable.

The equations were generated with a random 60% sample of all the periods, and validated with the remained 40%. However, for the prediction of large fires, the sample was adapted to account for the great difference between the number of periods with (13) and without (189) large burned area. Therefore, a random sample of 8% of periods without large burned area was extracted (totaling 13), as to be similar size to the number of large fire periods. The remaining 176 were used for validation, as well as two large fire periods not used in the calibration phase.

In all models, stepwise forward inclusion techniques were used, with $F=0.05$ to enter and $F=0.1$ to leave the equation.

RESULTS

FMC variability for different fire occurrence groups

A clear seasonal contrast was noticeable for grasslands, whose average FMC range was very large (220%), with a common tendency towards less than 30% of moisture during the central periods of the summer (mid July to August). Less seasonal differences in moisture values were found for shrubs *C. ladanifer* L. (74.35 %) and *R. officinalis* L. (115.48%), while *E. australis* L. and *P. angustifolia* L. did not show a clear difference between Spring and Summer FMC values (36.96% for *E. australis* L. and 35.38% for *P. angustifolia* L.). Inter-annual variations were very evident, with higher contrast for grasslands than for the shrubs (Figure 2). 1999 was particularly dry, with very low moisture for the spring grasslands (early May). For *C. ladanifer* L., the most noticeable periods of dryness are the end of June-August the same year.

A total number of 2814 fires larger than 1 ha occurred in the target area for the length of the study time series (1996-2004) affecting a total of 57,428.8 ha. Out of them, 46,318.13 ha were

forested area (trees, shrubs and grasslands). Most fires were small in size, about 65% were less than 5 ha, and only 0.6% of fires were above 500 ha. However, this small number of fires was responsible for a large proportion of burned surface (32%), while the small fires only burned 7.3% of the affected area. This effect has been observed in many other countries (Stocks *et al.* 2003). Figure 3 shows the histogram of number of fires and burned area for all field sampling periods. A clear bias towards low fire occurrence is observed.

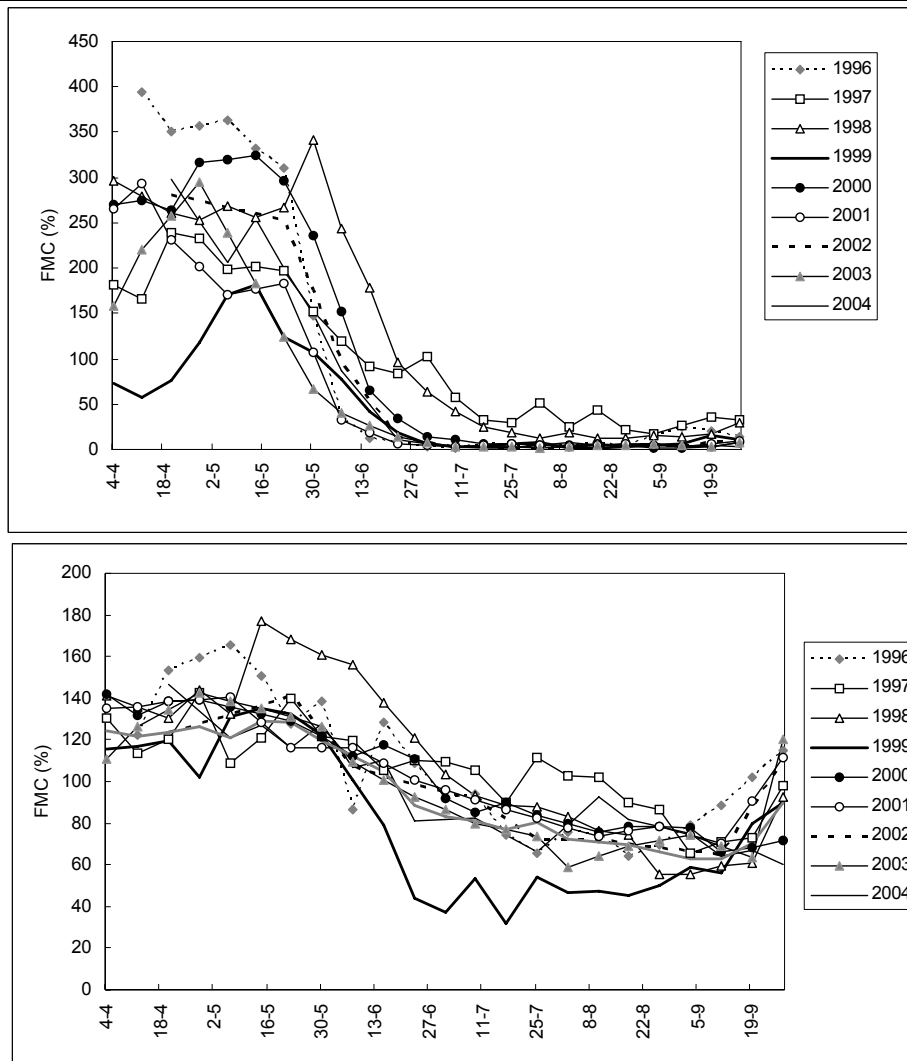


Figure 2: Annual seasonal trends of FMC values for grasslands (top) and *C. ladanifer L.* (bottom)

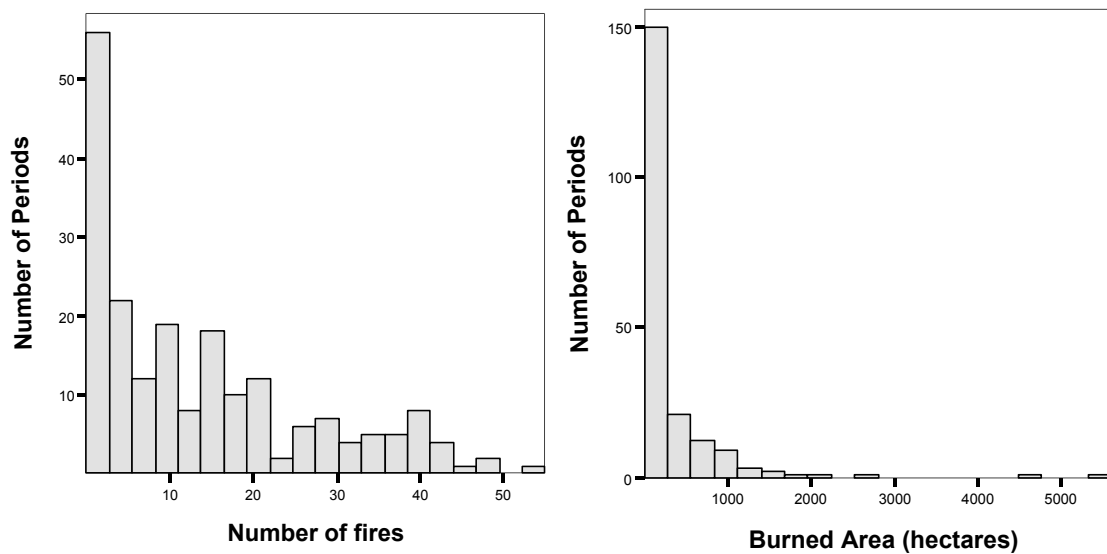


Figure 3: Histogram of number of fires and burned area for the periods of the time series

Correlation Trends

Table 1 shows the Spearman correlation coefficients between FO and FMC time series.

The highest correlation with both the number of fires and the burned area was found with FMC of grass, which have r values higher than -0.71 ($p < 0.001$) with all FO variables. The FMC of grass had the highest coefficient was for number of fires, being the lowest for the non forest burned area. FMC of *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L. showed the second highest correlations with FO, with r values ranging from -0.71 to -0.63 the former, and -0.7 to -0.66 the latter. All were significant at $p < 0.001$. As in the case of grass, these two shrub species had higher correlations with number of fires than with burned area. *E. australis* L. offered much lower correlation values than *C. ladanifer* L. or *R. officinalis* L., with values in the range of -0.29 , for non forested areas, to -0.43 , for tree-covered burned areas, although they were still significant. Finally, *P. angustifolia* L. did not show significant trends with neither number of fires nor burned area.

Table 1: Spearman correlation coefficients between FMC and fire statistics. (NF is the number of forest fires, FA is forest burned area, NFA is non forest burned area and TA is the total burned area)

FMC		NF	FA	NFA	TA
Grass	Correlation Coefficient	-.804(**)	-.791(**)	-.711(**)	-.788(**)
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000
<i>C. ladanifer</i> L.	Correlation Coefficient	-.710(**)	-.700(**)	-.635(**)	-.693(**)
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000
<i>R. officinalis</i> L.	Correlation Coefficient	-.700(**)	-.686(**)	-.673(**)	-.678(**)
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000
<i>E. australis</i> L.	Correlation Coefficient	-.391(**)	-.380(**)	-.299(**)	-.368(**)
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000
<i>P. angustifolia</i> L.	Correlation Coefficient	.053	.054	.083	.077
	Sig. (2-tailed)	.480	.469	.269	.309

**Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed). *Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Relations with number of fires

Figure 4 shows the mean and 95 confidence intervals of FMC values for groups of periods with different number of fires. The inverse relationships between FMC and number of fires is illustrated in all graphs, with the exception of *P. angustifolia* L., which did not show significant differences of FMC between fire groups. FMC of grass provided a clear distinction between the first two groups with low FO (and high FMC values) and the other three with higher FO (and lower FMC), but the separation was so clear among these two set of groups. Similar comments could be derived from the analysis of *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L., which also showed a clear separation between the two first groups and the rest, and even among them, but not so much between the groups of lower FO. *E. australis* L. showed erratic tendencies in the lower level of the scale, since mean FMC increased for the three lower FO groups, although in the upper two the trend is logical (lower FMC higher FO). Finally, *P. angustifolia* L. did not show significant differences among groups. The F ratio of between to within groups variance was highest for grass (88.91, $p < 0.0001$), and lowest for *P. angustifolia* L. (1.82, not significant $p > 0.12$). For the other shrub species the F ratio was significant ($p < 0.0001$).

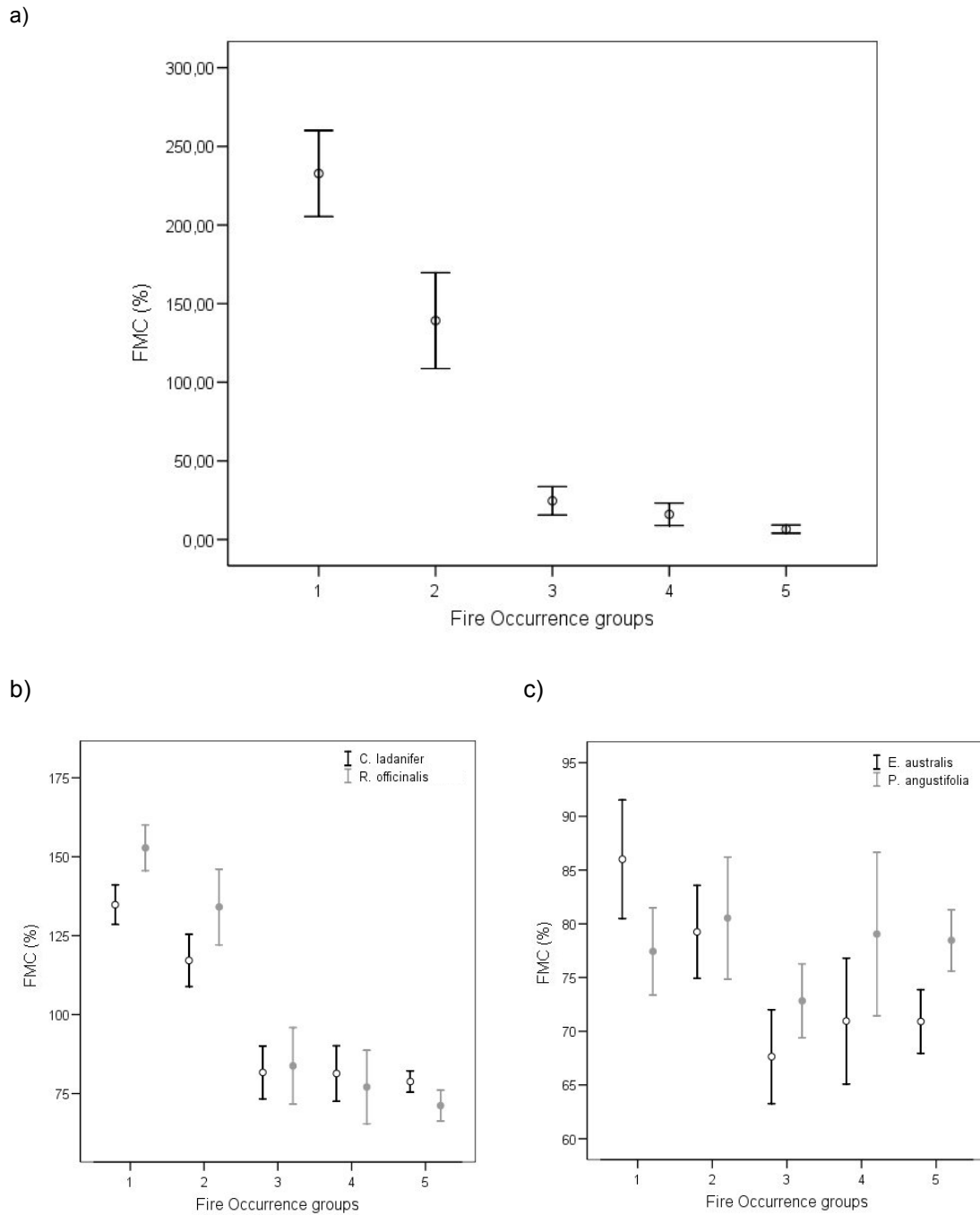


Figure 4: Average means of FMC values for different groups of fire occurrence: grass (a), *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L., (b), *E. australis* L. and *P. angustifolia* L. (c). Fire occurrence groups are in number of fires per period: 1 (less or equal to 1 fire), 2 (from 2 to 8 fires), 3 (from 9 to 16 fires), 4 (from 17 to 24 fires) and 5 (more than 25 fires). Error bars show 95% confidence interval of mean

The stepwise logistic regression model for the prediction of high versus low occurrence (defined as having more or less than 7 fires in a single period), selected only the FMC of grass as explicative variable, after the following z function (from eq 2):

$$Z = 2.239 - 0.03 \cdot \text{FMC}_{\text{grass}} \quad (3)$$

The model was highly significant ($p < 0.001$).

Table 2 shows the classification table for the calibration and validation samples. Both performed similarly and with high accuracy (more than 90% of periods correctly classified), although the calibration sample showed much higher accuracy for the prediction of periods with large number than those with few fires. The validation sample was more equilibrated in this regard, and provided higher total accuracies (94.2%).

Table 2: Logistic regression classification for periods with more (1) and less (0) than 7 fires for the calibration and validation samples.

Observed	Predicted						
	Selected cases(a)			Cases not selected (b)			
	Periods > 7 fires		Percentage Correct	FO		Percentage Correct	
	0	1		0	1		
Periods > 7 fires	0	38	10	79.2	21	1	95.5
	1	1	61	98.4	3	44	93.6
Overall Percentage				90			94.2

Minimum and maximum FMC values for the different species were fairly similar for both periods with and without more than 7 fires (table 3), although a consistent trend is observed to lower FMC values during periods with higher occurrence. The mean and maximum FMC values were clearly lower for those periods. High FMC values were found for periods with less than 7 fires. The highest difference in maximum FMC values between periods with high and low FO was observed for grass, with the lowest contrast for *P.angustifolia* L.. Average values for grass, *C. ladanifer* L. and *R.officinalis* L. had a clear difference between periods with and without 7 fires, while for *E. australis* L. and *P.angustifolia* L., the means were much closer. However, all species but *P.angustifolia* L. had significant t-test mean difference between these two groups ($p < 0.001$)

Table 3: Average, minimum and maximum FMC values for different groups of periods

		Grass	<i>C. ladanifer</i>	<i>E. australis</i>	<i>R. officinales</i>	<i>P. angustifolia</i>	
Periods > 7 fires	0	Minimum	2.09	47.49	47.49	46.37	55.10
		Mean	186.90	124.38	81.48	144.76	78.82
		Maximum	394.32	176.92	143.28	210.92	126.69
	1	Minimum	1.35	31.44	38.25	34.50	53.45
		Mean	17.13	81.31	70.10	78.23	76.68
		Maximum	182.43	135.06	117.33	188.43	122.81
Periods > 1 Large Fire	0	Minimum	1.72	37.38	38.25	34.50	53.45
		Mean	95.91	101.48	75.54	106.77	77.42
		Maximum	394.32	176.92	143.28	210.92	126.69
	1	Minimum	1.35	31.44	42.85	43.55	60.67
		Mean	7.99	76.23	67.18	72.03	78.81
		Maximum	34.89	110.86	84.48	109.56	103.74
Periods > 200 ha	0	Minimum	1.81	31.44	38.25	34.50	53.45
		Mean	123.88	108.48	76.92	119.78	77.03
		Maximum	394.32	176.92	143.28	210.92	126.69
	1	Minimum	1.35	37.38	44.90	43.36	60.24
		Mean	8.74	78.96	70.35	72.66	78.52
		Maximum	107.17	116.11	94.02	130.63	122.81
Total	Minimum	1.35	31.44	38.25	34.50	53.45	
	Mean	90.25	99.86	75.00	104.25	77.52	
	Maximum	394.32	176.92	143.28	210.92	126.69	

Relations with large fires

Large fires (>500 ha) were relatively unique (only 13 periods from the total 202 of our sample), but were examined in more detail for the ecological impact they generally carry out (Nunes *et al.* 2005; Stocks *et al.* 2003). The critical FMC values for predicting presence of large fires were more evident than for predicting more than 7 fires, especially when considering maximum FMC values (table 3). In fact no large fires were observed in periods when FMC was higher than 35% for grass, and 110% for *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L. The mean differences between FMC of periods with and without large fires were highly significant (t-test, $p > 0.001$). However, FMC trends of *E. australis* did not show such a clear difference between those two groups (t-test, $p < 0.05$), while *P. angustifolia* L. did not offer significant differences (t-test, $p > 0.7$). The stepwise logistic regression model to predict large fire occurrence selected the FMC of *C. ladanifer* L. as explicative variable, after the following z function (from eq. 2):

$$Z = 5.035 - 0.057 * \text{FMC}_{\text{cistus}} \quad (4)$$

The model was moderately significant ($p < 0.03$), and provided an overall classification accuracy of 73% for the calibration sample and 57.5% for the validation sample (table 4). The validation

sample was very low considering the reduced number of periods with at least one large fire. There were no omission errors in the model, since the two periods with large fires that were not included in the calibration sample were correctly predicted. However almost half of the periods with predicted large fires did not occur. FMC of *P.angustifolia* L. was also selected as independent variable for the model, but with a positive sign (contrary to what is logically expected) and with low significance. Additionally, this variable increased commission errors (false positives) of the model in the control sample, and therefore it was assumed a statistical artefact and discarded from the model. Considering the low number of cases for calibration, the random sample was repeated several times. About half of those random trials included FMC of grass and the remaining FMC of *C.ladanifer* L. as explicative variable, but a model based on the latter was finally chosen, since it showed a better compromise between omission and commission errors.

Table 4: Logistic regression classification for periods with at least one large fire LF (1) and without LF (0). Calibration (selected) and validation (not selected) samples.

Observed	Predicted						
	Selected cases(a)			Cases not selected (b)			
	Periods > 1 LF		Percentage Correct	Periods > 1 LF		Percentage Correct	
	0	1		0	1		
P	0	11	4	73.3	86	65	57.0
Periods > 1 LF	1	3	8	72.7	0	2	100.0
Overall Percentage				73.1			57.5

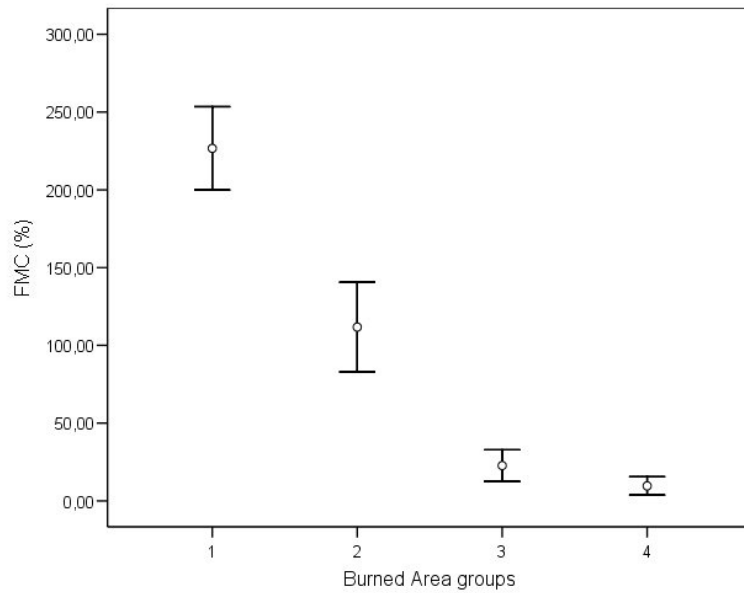
Relations with burned area

Similarly to the trends of number of fires, groups of periods with different burned areas could be separated from FMC of grass, *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L., and with less clarity from the FMC of *E.australis* L., while *P. angustifolia* L. did not show potential for separating burned area groups (figure 5). The separation between the two first groups (<5 ha and from 5 to 50 ha), and between them and the other two (50-500 ha and > 500 ha) was very clear from FMC of grass, and less but still significant for *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L.. However, the last two groups could not be distinguished from FMC values in any species.

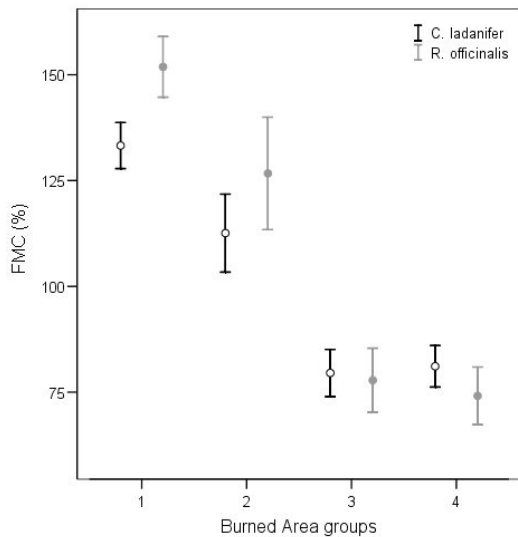
The inverse relationship between FMC and burned area was clear for grass and *R. officinalis* L., but it was less evident in the last group of *C. ladanifer* L. The ANOVA test confirmed these

comments, with higher F ratio for grass (92.27, $p < 0.001$), followed by *R. officinalis* L. (70.92) *C. ladanifer* L. (68.26) and *E.australis* L. (11.64), all of them significant ($p < 0.001$), while *P. angustifolia* again showed poor discrimination power ($F = 0.46$, $p > 0.7$).

a)



b)



c)

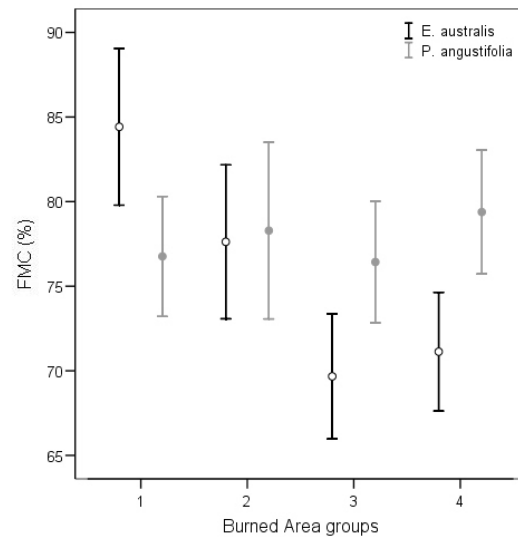


Figure 5: Average means of FMC values for different groups of burned area per period: grass (a), *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L. (b), and *E. australis* L. and *P. angustifolia* L. (c). Burned area groups are: 1 (<5 ha), 2 (5 - 50 ha), 3 (50 - 500 ha) and 4 (> 500 ha). Error bars show 95% confidence interval of mean

For the logistic regression analysis, the dependent variable in this case was whether total burned area was higher or lower than 200 ha in each period. The maximum FMC values for periods with more burned areas were relatively high for grass (107.17%) and *R.officinalis L.* (130.63%), and lower for *C. ladanifer L.* (116.11%) (table 3).

Logistic regression model to predict periods with more and less than 200 ha burned only selected FMC of grassland as explicative variable, after the following z function (from eq 2) with high significance (p<0.005):

$$Z = 0.272 - 0.031 *FMC_{grass} \tag{5}$$

The classification table offered an overall prediction capacity of 73% for the calibration sample and 85% for the validation sample, with similar omission and commission errors (table 5).

Table 5: Logistic regression classification for periods with more (1) and less (0) than 200 ha burned. Calibration (selected) and validation (not selected) samples

Observed	Predicted						
	Selected cases(a)			Cases not selected (b)			
	Periods > 200 ha burned		Percentage Correct	Periods > 200 ha burned		Percentage Correct	
	0	1		0	1		
Periods > 200 ha burned	0	56	24	70.0	35	5	87.5
	1	8	30	78.9	4	17	81.0
Overall Percentage				72.9			85.2

The logistic models can also be used to estimate probability of FO by taking into account the values of the continuous logistic function. Two scatter graphs in figure 6 show the relation between these logistic functions and the real distribution of number of fires and burned area. It is noticeable that all periods with more than 30 fires had a predicted probability of FO higher than 0.9, and the vast majority (22 out of 29) of those with 1 or no fires had a low FO probability (lower than 0.15). The same function applied to the number of burned hectares shows even a clearer trend, since all periods with more than 500 ha burned have a probability of FO above 0.9.

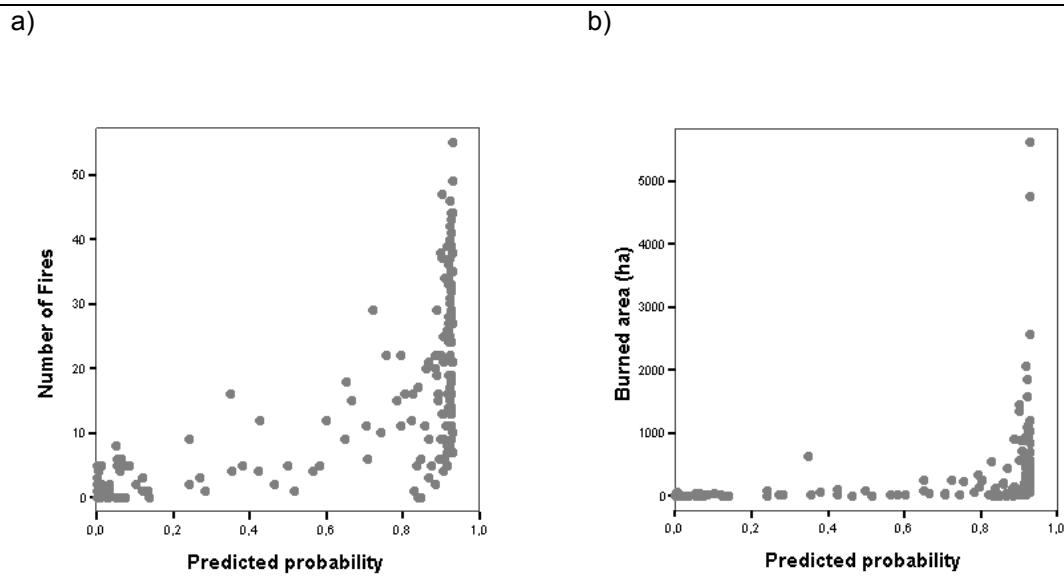


Figure 6: Relations between real and predicted number of fires (a) and burned area (b) from the logistic regression models

DISCUSSION

Our results show that FMC time series of grass and some shrub species are statistically related to fire occurrence in a Mediterranean environment, considering the number of fires, the presence of large fires, and the burned area. FMC variability provides a high prediction potential of fire occurrence, specially the number of fires and the periods with more burned area. The differences that were observed between grass and shrub species for FO prediction should be associated to the sensitivity of each vegetation type to respond to quick changes in atmospheric or soil conditions. FMC trends of herbaceous species (grasslands) provide a better prediction of number of fires, especially in senescent periods (<30%), while shrub are more related to the presence of large events, since they are more sensitive to long-term dryness.

As hypothesized, FMC did not provide a full explanation of fire events, since other factors associated to fire ignition agents or fire propagation should also be considered. In other words, low moisture content is a requirement for fire ignition, but not a cause, and therefore the full explanation of fire occurrence would require additional information on temporal trends of fire causes (both human and natural) that were not considered in this paper. Therefore, very low FMC values were observed even in periods with few fires or modest burned area, and consequently, minimum FMC values do not provide a consistent prediction of fire outbreaks. On

the contrary, maximum FMC values were very significant to explain fire exclusion, since a fuel can not ignite above a critical threshold of water content. Several authors have used this concept in a number of meteorological danger indices, being commonly named moisture of extinction (ME). The ME identifies the minimum water content that prevents fire ignition. Fuels with FMC values above ME would have low (or none) probability of being burned (Dimitrakopoulos *et al.* 2001). Therefore, the proximity of actual FMC to the ME may be used to obtain ignition probabilities from FMC values (Chuvienco *et al.* 2004a). This aspect is critical to integrate FMC predictions with other factors of fire danger (human, weather variables), since FMC can be successfully translated to a common probability scale.

Our results show that ignition process does not occur above certain thresholds levels of FMC, but the maximum FMC values found for periods with higher occurrence are well above the ME provided by other studies performed at the laboratory (Dimitrakopoulos *et al.* 2001), especially when number of fires is considered. When taking into account those periods with the presence of a large fire (>500 ha) the FMC conditions reach critical levels, especially for herbaceous species (<35%), but also for *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L. (<111% and <84%, respectively). In other words, we can predict more robustly the absence rather than the presence of periods with extreme conditions.

These comments assume that FMC values measured on the field can be applicable to the 100 km radius area from where FO occurrence was derived. Although environmental conditions are similar, a certain degree of spatial variability should also be considered, since field measurements can only be done locally, and fire occurrence varies regionally. Several potential causes of disturbance may be considered here, such as regional variations of FMC within the same species (in other words the burned area might had lower FMC values than the sampled one) or variation of vegetation species. To control the former, regional variations of FMC within the same species were assessed by comparing the average trends between sampling plots, showing not significant differences. Additionally, a similar field sampling carried out within other projects in very distant plots (200-400 km) from Cabañeros National Park, showed similar FMC trends and actual FMC values to those measured in our field site (Chuvienco *et al.* 2004b). As regards the second problem, differences in vegetation species composition between areas that were burned and those sampled on the field, the effect may be more determinant, since our

results show that time trends are very different in several shrub species. Some Mediterranean shrubs presented a clear FMC seasonal contrast, such as *C. ladanifer* L. and *R. officinalis* L., while others *E.australis* L. or *P.angustifolia* L. did not really show a clear decrease in summer FMC values, because they have different drought-resistance strategies (Gratani *et al.* 2006; Yebra *et al.*, 2008b).

In any case, when considering average trends, the relations between FMC and FO were consistent, with lower FMC as the periods had more fires, more burned area or more large fire events. These negative relations were significant for grass and the two most dominant shrub species: *C.ladanifer* L. and *R.officinalis* L. The other two either show a less significant trend (*E.australis* L.) or no association (*P.angustifolia* L.), meaning that some Mediterranean shrub species are better indicators of fire occurrence conditions than others. Fortunately, the more sensitive species in our study are well extended in Mediterranean ecosystems, and therefore, our results support the monitoring of their FMC values as a sound component for predicting fire danger values, obviously along with other components not considered in this paper (meteorological conditions, human factors, etc.).

Other studies have shown that the FMC of the most sensitive shrub species and grasslands can be well estimated from satellite images (Chuvieco *et al.* 2004b). Since satellite data provide spatial comprehensive information, those satellite estimations could be translated into predictions of FO to be feed fire danger assessment systems. The integration of these spatial estimations of FMC values with other variables of fire danger requires an objective method to translate FMC values to ignition probability. Previous efforts to base this conversion in the concept of ME (Chuvieco *et al.* 2004a) could be improved with the logistic regression models presented in this paper, although they should be extended to other species and Mediterranean sites. Logistic models provide a direct probabilistic prediction of FO, without the need of using the intermediate concept of ME, which is a first approximation to ignition potential. Using logistic models of fire occurrence prediction, FMC maps derived from satellite data could be translated into a probability map of having a certain number of fires or a certain burned area in regions with similar ecosystem characteristics to where the model is calibrated.

As expected, an elevated probability of high fire occurrence does not necessarily imply a large number of fires or an extensive burned area, because when causal agents are absent low or

none fire events occur. Therefore, to refine the results of these logistic models, we should have considered other factors of fire danger, besides FMC. This was not the scope of this paper, which aimed to examine FMC and FO relations. However, even when only FMC values are available, they provide a reasonable prediction of FO, at least to avoid omission errors (periods of high activity that were not predicted as such), which are the most critical in natural hazards prevention.

CONCLUSIONS

The paper has shown quantitative relations between temporal trends of FMC and FO for a sampling site representative of Mediterranean conditions. FMC was measured for grasslands and four species of shrubs (*Cistus ladanifer* L., *Erica australis* L., *Phillyrea angustifolia* L. and *Rosmarinus officinalis* L.). FO has been considered in terms of number of fire outbreaks and burned area, and within the latter special consideration has been given to periods with large fires (>500 ha). Results have shown clear differences in FMC values of grasslands and two shrub species (*Cistus ladanifer* L., and *Rosmarinus officinalis* L.) for discriminating different groups of periods, being more sensitive FMC of grasslands to number of fires and burned area, while FMC of *Cistus ladanifer* L. and *Rosmarinus officinalis* L. provided a good estimation of large fires as well. Logistic models were developed using stepwise analysis, showing good accuracies in predicting periods with high number of fires (>7) and burned area (>200 ha), with lower significance for predicting the presence of large fires.

The quantitative integration of live FMC values with other factors of fire danger through the use of these logistic models should provide a more complete assessment of risk conditions, which is currently very focused on meteorological variables. A better understanding of FMC and FO relations is decisive to progress in that integration, to obtain a more comprehensive evaluation of how this critical component of fire risk evolves in space and time.

ACKNOWLEDGEMENTS

Field sampling was performed by several members of our research group, who we sincerely thank: Patrick Vaughan, David Riaño, David Cocero, Angela De Santis and Hector Nieto. The administration authorities of the Cabañeros National Park were always very helpful and cooperative.

REFERENCES

- Almendros G, González-Vila FJ, Martín F (1990) Fire-Induced Transformation of Soil Organic Matter from an Oak Forest: An Experimental Approach to the Effects of Fire on Humic Substances. *Soil Science* 149, March 1990.
- Chuvienco E, Aguado I, Cocero D, Riaño D (2003a) Design of an Empirical Index to Estimate Fuel Moisture Content from NOAA-AVHRR Analysis In Forest Fire Danger Studies. *International Journal of Remote Sensing* 24, 1621-1637.
- Chuvienco E, Allgöwer B, Salas FJ (2003b) Integration of physical and human factors in fire danger assessment. In 'Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data'. (Ed. E Chuvienco) pp. 197-218. (World Scientific Publishing: Singapore)
- Chuvienco E, Aguado I, Dimitrakopoulos A (2004a) Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 34 (11), 2284-2293.
- Chuvienco E, Cocero D, Riaño D, Martín MP, Martínez-Vega J, de la Riva J, Pérez F (2004b) Combining NDVI and Surface Temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment* 92, 322-331.
- Deeming JE, Burgan RE, Cohen JD (1978) 'The National Fire-Danger Rating System - 1978.' USDA Forest Service, GTR INT-39, Ogden, UT.
- Deeming JE, Lancaster JW, Fosberg MA, Furman RW, Schroeder MJ (1974) 'The National Fire-Danger Rating System.' USDA, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, RM-84, Fort Collins, CO.
- Dimitrakopoulos A, Papaioannou KK (2001) Flammability assessment of Mediterranean forest fuels. *Fire Technology* 37, 143-152.
- Gratani L, Covone F, Larcher W (2006) Leaf plasticity in response to light of three evergreen species of the Mediterranean maquis. *Trees-Structure and Function* 20, 549-558.
- Martell DL, Otukol S, Stocks BJ (1987) A logistic model for predicting daily people-caused forest fire occurrence in Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 17, 394-401.
- Nash CH, Johnson EA (1996) Synoptic climatology of lightning-caused forest fires in subalpine and boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1859-1874.
- Nelson RM (2001) Water Relations of Forest Fuels. In 'Forest fires: behavior and ecological effects'. (Eds EA Johnson and K Miyanishi) pp. 79-149. (Academic Press: San Diego, Calif.)
- Nunes MCS, Vasconcelos MJ, Pereira JMC, Dasgupta N, Alldredge RJ (2005) Land cover type and fire in Portugal: do fires burn land cover selectively? *Landscape Ecology* 20, 661-673.
- Pausas JG and Vallejo VR (1999). The role of fire in European Mediterranean ecosystem. In 'Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin'. (Ed. E Chuvienco) pp. 3-16. (Springer-Verlag: Berlin)
- Ray D, Nepstad D, Moutinho P (2005) Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Applications* 15, 1664-1678.
- Renkin RA, Despain DG (1992) Fuel moisture, forest type, and lightning-caused fire in Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 37-45.
- Robichaud PR (2005) Measurement of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery. *International Journal of Wildland Fire* 14, 475-485.
- San Miguel-Ayaz J, Carlson JD, Alexander M, Tolhurst K, Morgan G, Sneeuwjagt R, Dudley M (2003) Current Methods to Assess Fire Danger Potential. In 'Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data'. (Ed. E Chuvienco) pp. 21-61. (World Scientific Publishing: Singapore)
- Slavik B (1974) 'Methods for Studying Plant Water Relations.' (Czechoslovak Academy of Sciences - Springer Verlag: Prague)
- Stocks BJ, Mason JA, *et al.* (2003). Large forest fires in Canada, 1959-1997. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 108, 8149, doi:10.1029/2001JD000484.
- Stolle F, Chomitz KM, Lambin EF, Tomich TP (2003) Land use and vegetation fires in Jambi Province, Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 179, 277-292.
- Van der Werf GR, Randerson J, T., Collatz GJ, Giglio L, Kasibhatla PS, Arellano AF, Olsen SC, Kasischke ES (2004) Continental Scale-partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña period. *Science* 303, 73-76.

- Van Wagner CE (1974) 'Structure of the Canadian Forest Fire Weather Index.' Canadian Department of Environment. Canadian Forestry Service, 1333, Ottawa.
- Vasconcelos MJP, Silva S, Tomé M, Alvim M, Pereira JMC (2001) Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67, 73-83.
- Verbesselt J, Jonsson P, Lhermitte S, van Aardt J, Coppin P (2006) Evaluating satellite and climate data-derived indices as fire risk indicators in savanna ecosystems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 44, 1622-1632.
- Viegas DX (1998) Fuel moisture evaluation for fire behaviour assessment. In 'Advanced Study Course on Wildfire Management. Final Report'. Marathon. (Eds G Eftichidis, P Balabanis and A Ghazi) pp. 81-92
- Viegas DX, Viegas TP, Ferreira AD (1992) Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in central Portugal. *The International Journal of Wildland Fire* 2, 69-85.
- Viney NR (1991) A review of fine fuel moisture modelling. *International Journal of Wildland Fire* 1, 215-234.
- Visauta B (1998) 'Análisis estadístico con SPSS para Windows. Volumen I. Estadística Básica.' (McGraw Hill: Madrid)
- Yebra M, Chuvieco E, Riaño D (2008a) Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, 523-536.
- Yebra, M. y E. Chuvieco (2008b): Interés de considerar factores ecológicos en el empleo de modelos de reflectividad: estimación del contenido de humedad de matorrales Mediterráneos mediante imágenes MODIS. La teledetección en estudios ecológicos; Revista Ecosistemas. En prensa.



CAPITULO 8: RESULTADOS CARTOGRÁFICOS

RESULTADOS CARTOGRÁFICOS

ABSTRACT

Cartographical results. This chapter deals with the methodology which should be followed to generate the cartography of Life Fuel Moisture Content (LFMC) by mean of the models calibrated in this thesis. Some cartographic examples of the LFMC time serie corresponding to 2001 are also shown.

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describe brevemente la metodología que hay que seguir para generar la cartografía correspondiente al contenido de humedad del combustible vivo (LFMC) empleando los modelos y las metodologías presentadas en esta tesis doctoral. Asimismo se presentan algunos ejemplos de la cartografía correspondiente a la serie de datos de LFMC recogidos en campo para el año 2001

En la figura 1 se presenta el diagrama de flujo de la metodología seguida.

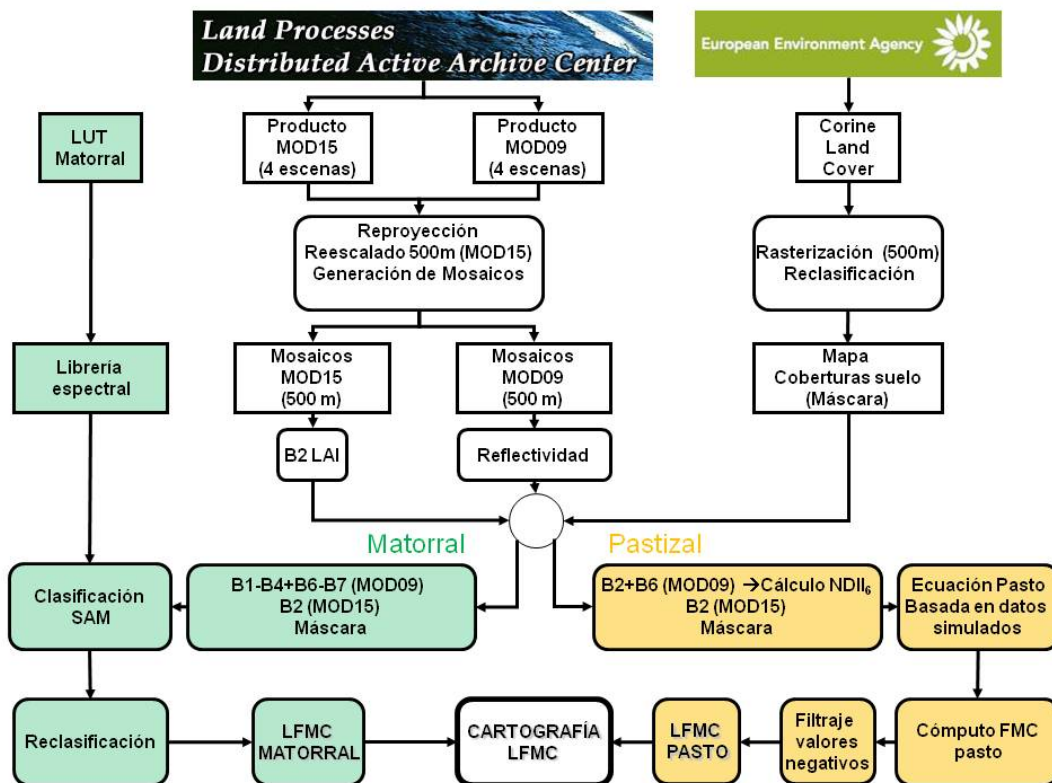


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología empleada para la cartografía de LFMC

En primer lugar, debido a que las metodologías de estimación de LFMC desarrolladas en esta tesis sólo pueden ser aplicadas a pastizales y matorrales se empleó el mapa Corine Land Cover 2000 para generar una máscara de dichas coberturas de suelo.

El Corine proporciona información geográfica de la cobertura y usos del suelo de los países miembros de la Unión Europea. Puede adquirirse gratuitamente en el servidor de la Agencia medioambiental Europea (http://dataservice.eea.europa.eu/map/clc_download/, agosto 2008).

El mapa original consta de 44 categorías, por lo que se procedió a reclasificarlo en las siguientes clases:

1. Superficies no inflamables (e.g. tejido urbano continuo, discontinuo, industrial y vías de comunicación)
2. Pastizal (e.g. pastos, cultivos anuales asociados con cultivos permanentes y zonas agrícolas con importantes áreas de vegetación natural)
3. Matorral (e.g. vegetación esclerófila y zonas de transición bosque-matorral)
4. Otras coberturas (e.g. Viñedos, bosques de coníferas, bosques de caducifolias, bosques mixtos,...)

Previa a la reclasificación, el Corine fue rasterizado con un tamaño de píxel de 500 m, para ajustarse a la resolución espacial de los datos proporcionados por el sensor MODIS. El mapa de coberturas del suelo resultante de la reclasificación del Corine Land Cover 2000 se presenta en la figura 2.

Para estimar el valor de LFMC del pastizal se utilizó como datos de entrada los valores de $NDII_6$ calculados a partir de las bandas 2 y 6 de las imágenes MOD09, el LAI obtenido de la banda 2 del producto MOD15 y la máscara de pasto creada a partir del mapa de coberturas del suelo. Sobre estos datos se aplicó la ecuación derivada mediante la regresión lineal múltiple con datos simulados para el pasto (capítulo 2), obteniéndose una nueva imagen en la que el valor de cada píxel representa el valor estimado de LFMC de pastizal. Debido a que el modelo del pasto empleado tiende a estimar valores negativos cuando el $LFMC < 30\%$, se aplicó un filtro para eliminar dichas estimaciones.

Para estimar el LFMC del matorral, se clasificaron las imágenes correspondientes al periodo de interés con el clasificador SAM implementado en ENVI, empleando para ello la máscara del matorral. Las bandas de entrada a la clasificación fueron todas las del producto MOD09 (a

excepción de la banda 5 (ver explicación en capítulo 6) y la banda 2 del producto MOD15 (LAI). Como librería espectral se empleó la LUT generada en el capítulo 6. El resultado fue una imagen del LFMC del matorral.

Una vez obtenidas las imágenes de LFMC de pasto y matorral, la imagen de LFMC final fue obtenida por suma de las dos.

Por último para obtener la cartografía final, los valores de LFMC fueron agrupados en las siguientes clases:

1. <30%
2. 31-60%
3. 61-90%
4. 91-120%
5. >120%
6. No valorado: comprenden las categorías 1 (Improductivo) y 4 (Otras coberturas) del mapa de coberturas del suelo, así como aquellos píxeles de pastizal con LFMC estimado menor que 0.

RESULTADOS

Como ejemplo de la cartografía de LFMC que se puede generar con las metodologías propuestas en esta tesis doctoral, se generaron 8 mapas de LFMC de la Península Ibérica y Baleares en los que se destacó la zona principal de estudio de esta tesis (Parque Nacional de Cabañeros) (figuras 3-10). Los 8 mapas corresponden a 8 periodos de 8 días comprendidos entre el 30 de marzo y el 21 de septiembre del 2001, fechas en las que se realizaron los muestreos de campo. Por ello, los valores de LFMC medidos sirvieron de referencia para interpretar los mapas resultantes.

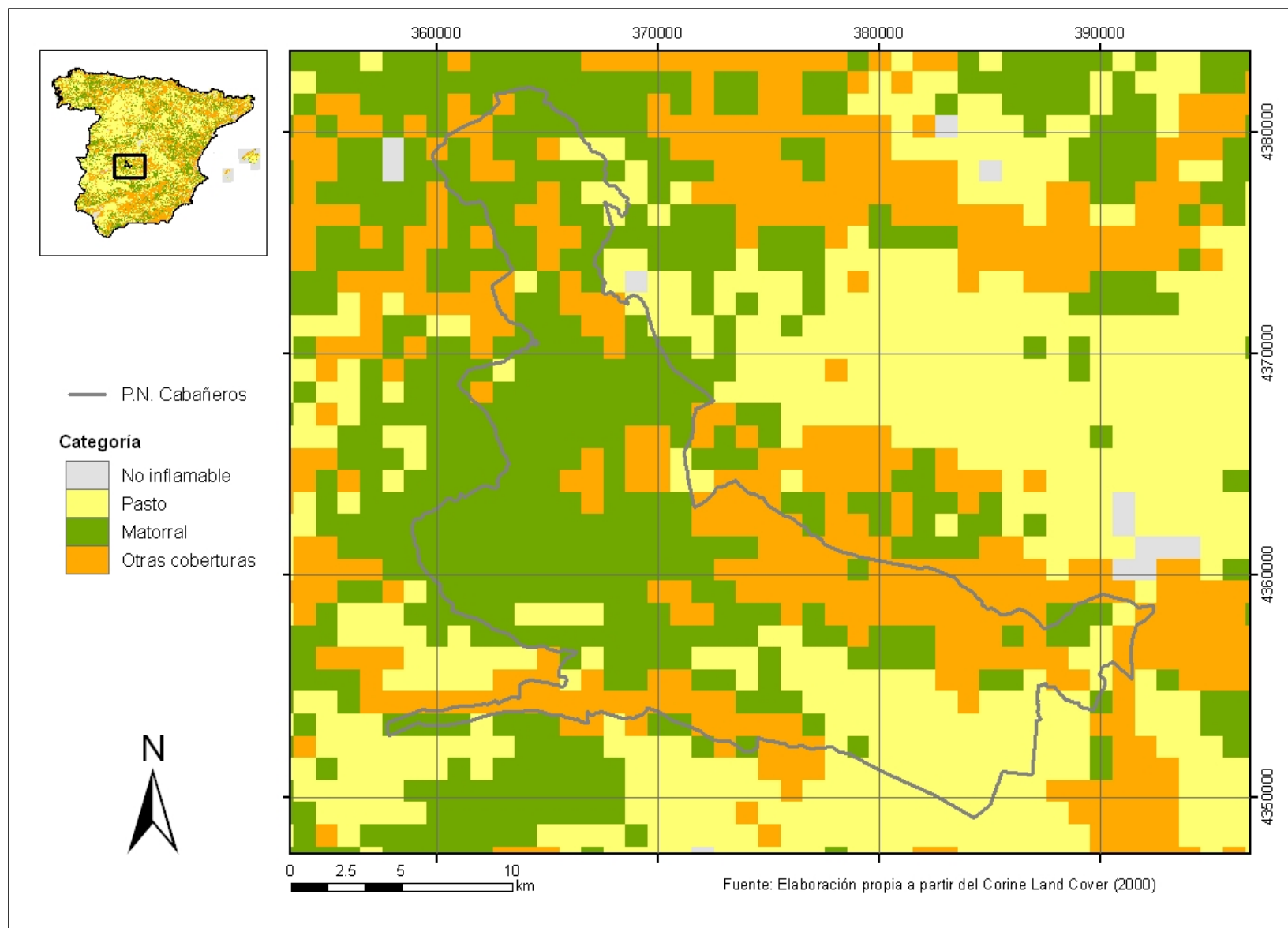


Figura 2. Mapa base de coberturas del suelo.

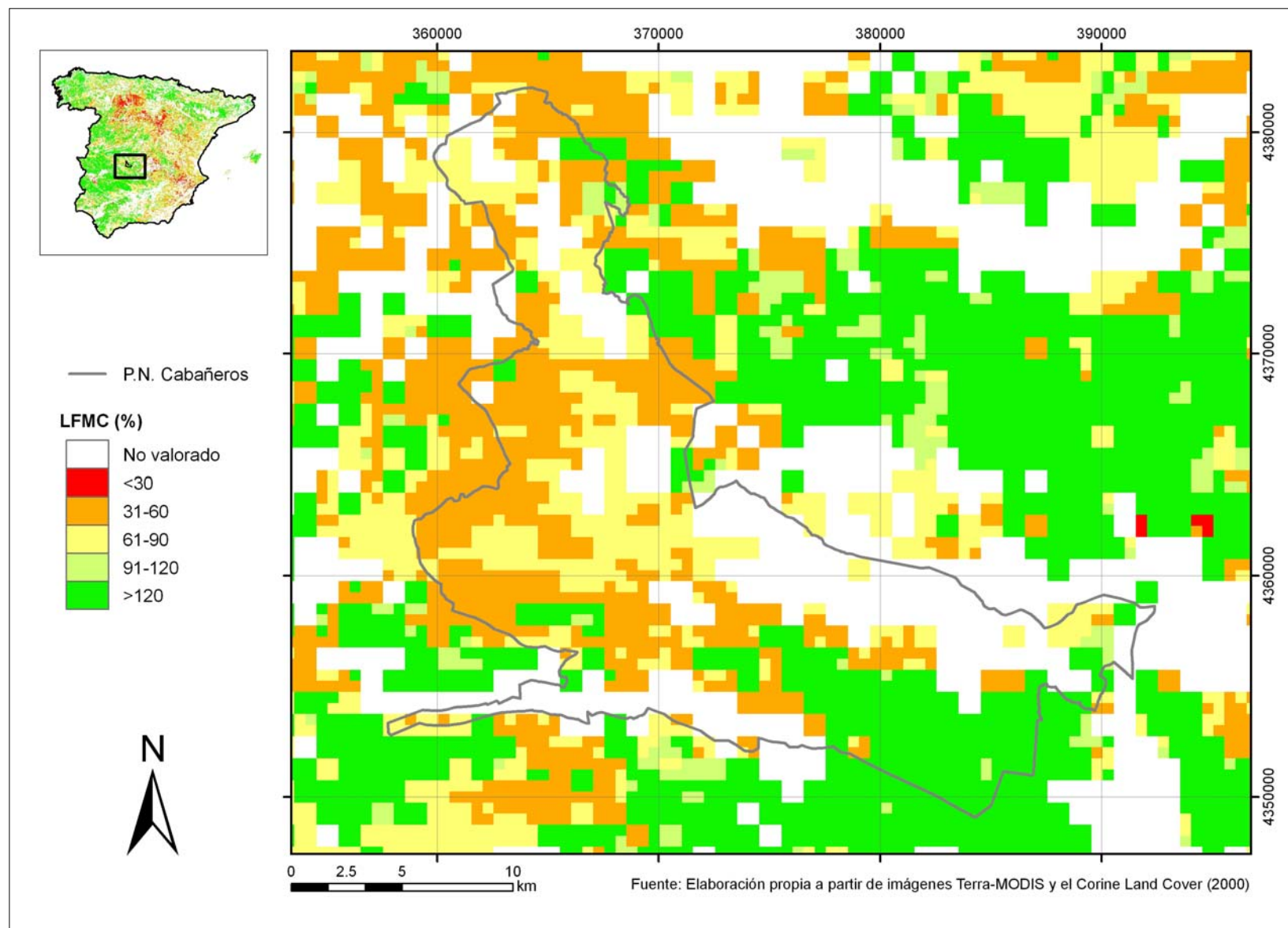


Figura 3. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 30 de marzo al 6 de abril (89-96)

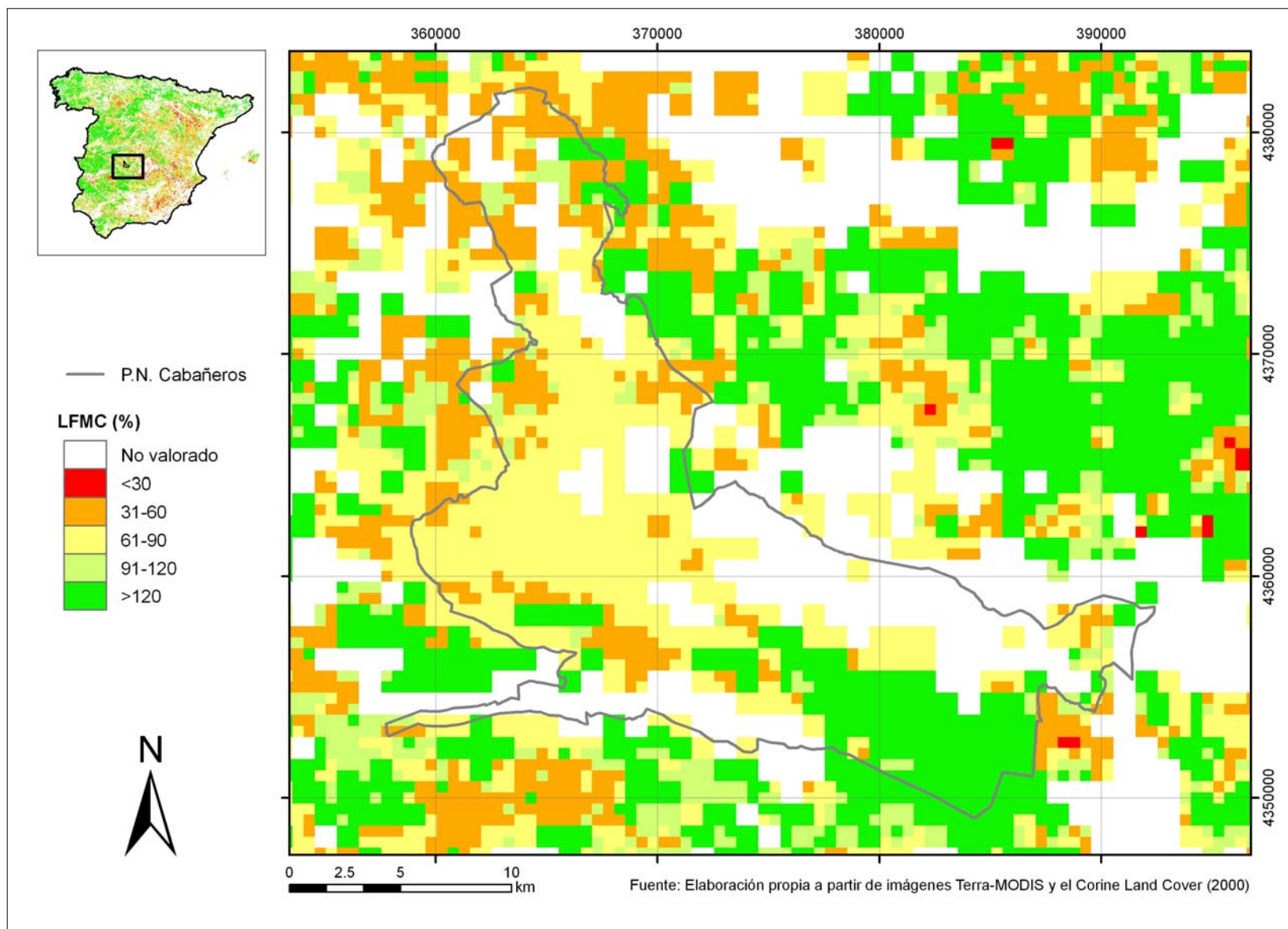


Figura 4. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 23 al 29 de abril (113-120)

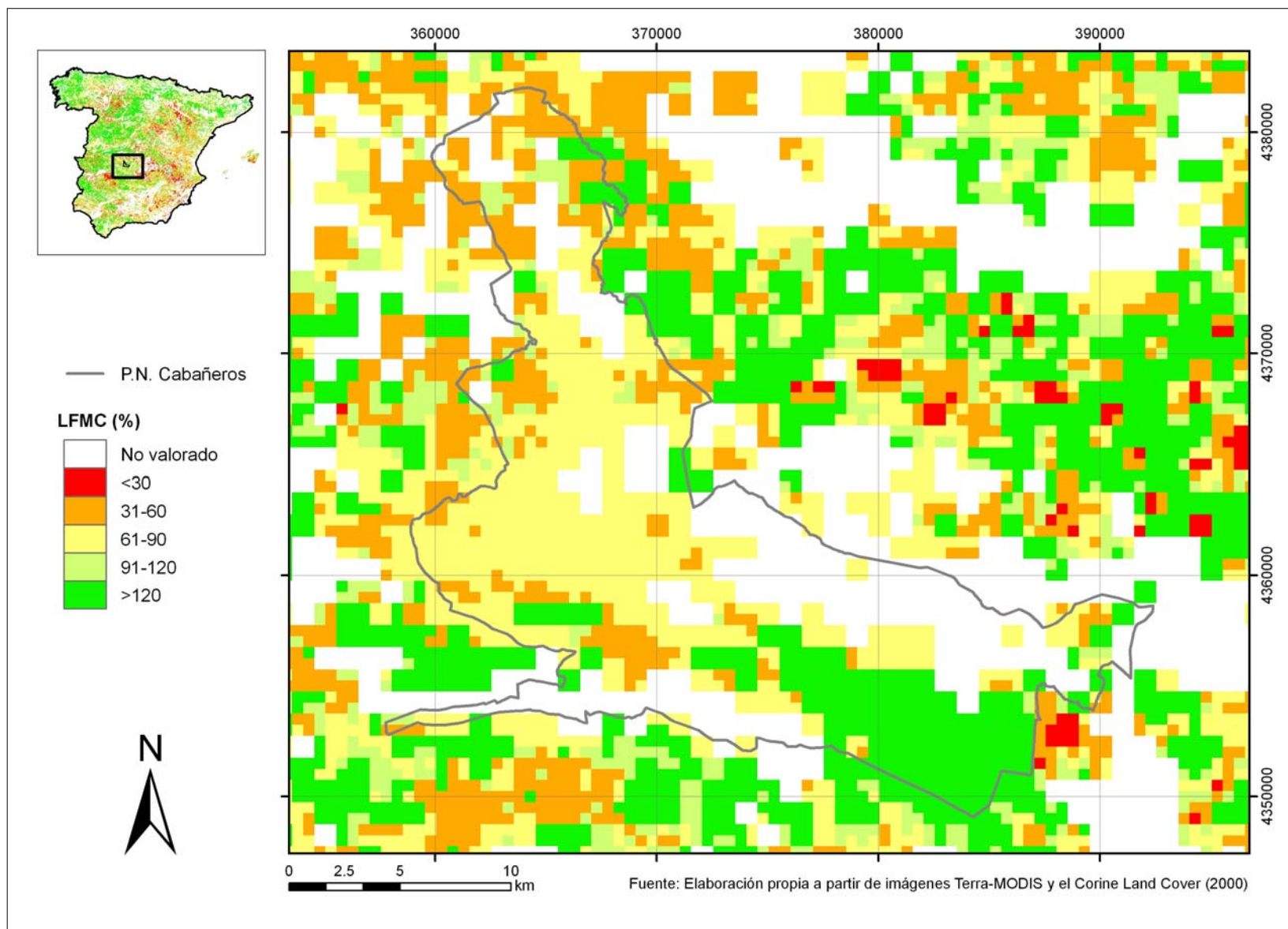


Figura 5. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 9 al 16 de mayo (129-136)

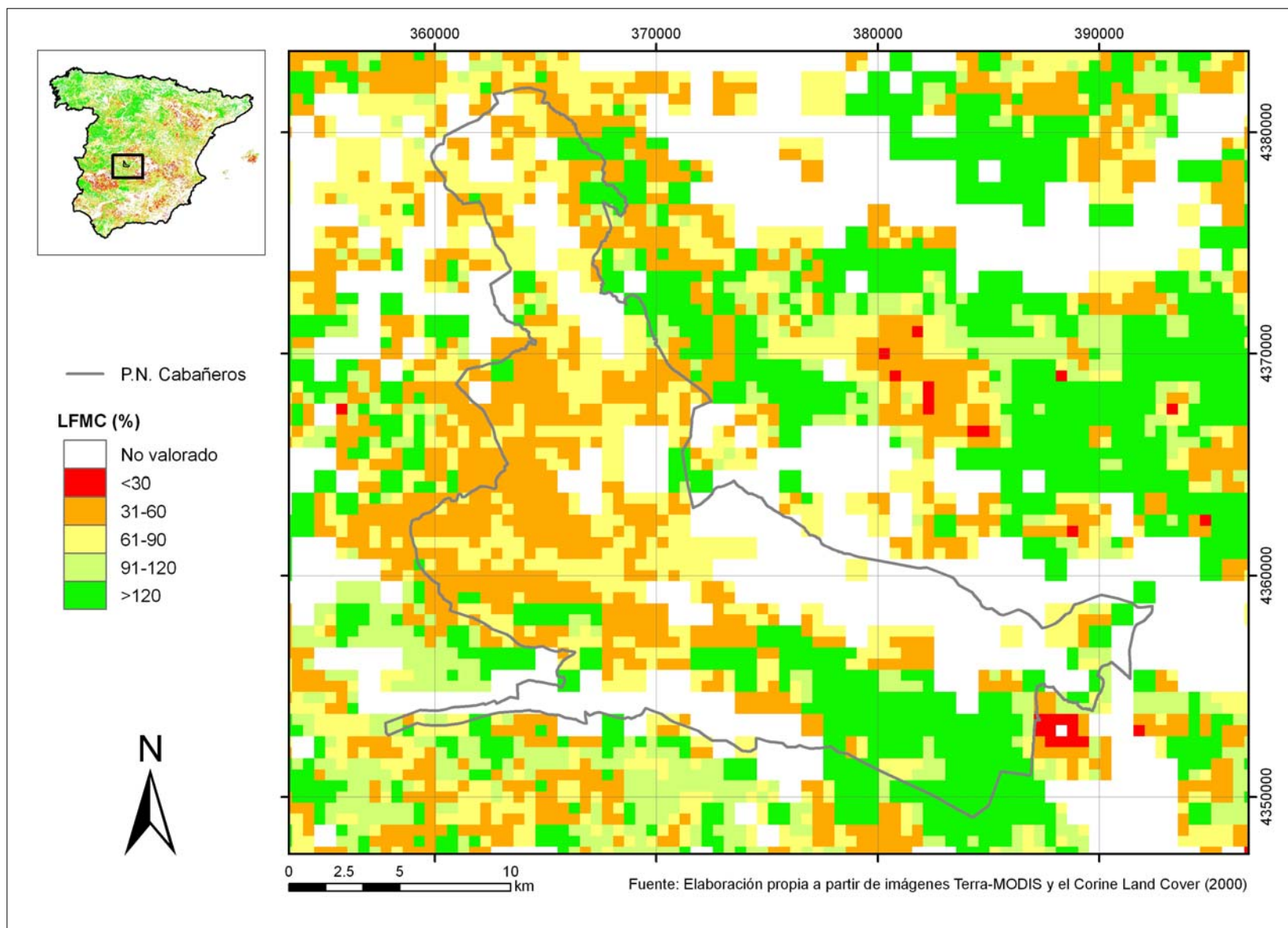


Figura 6. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 25 al 31 de mayo (145152)

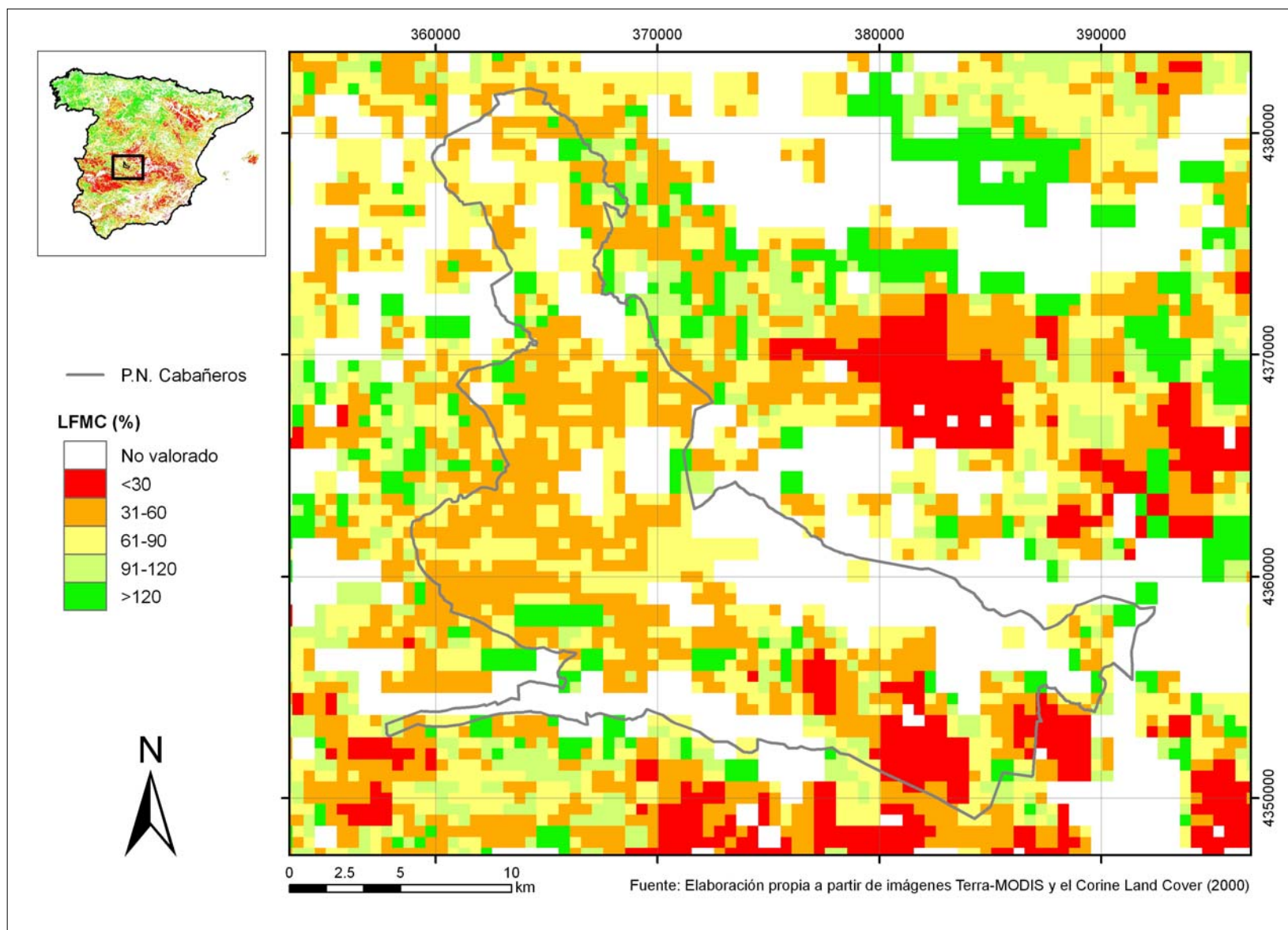


Figura 7. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 10 al 17 de junio (161-167).

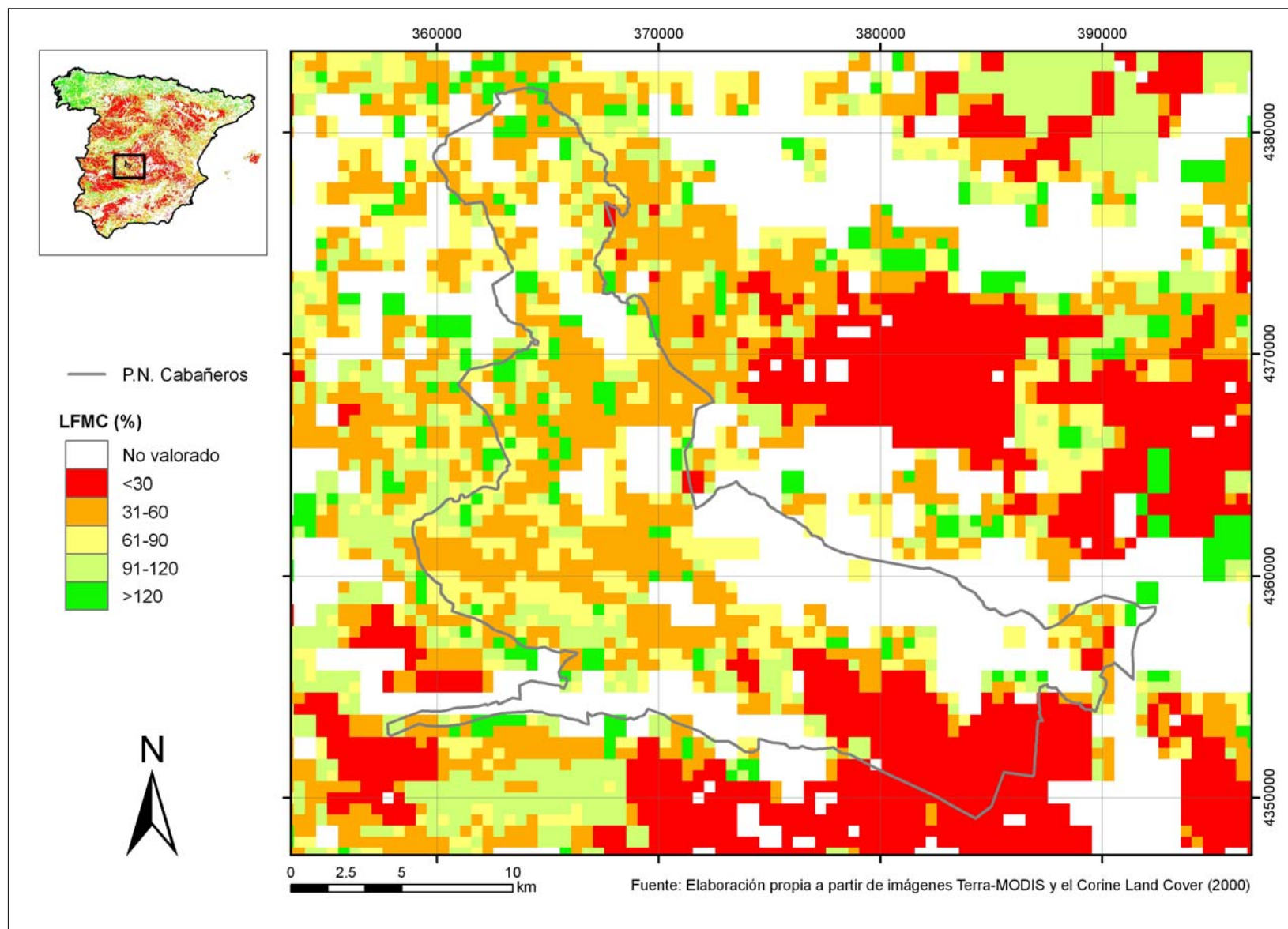


Figura 8. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 28 de julio al 4 de agosto (209-216)

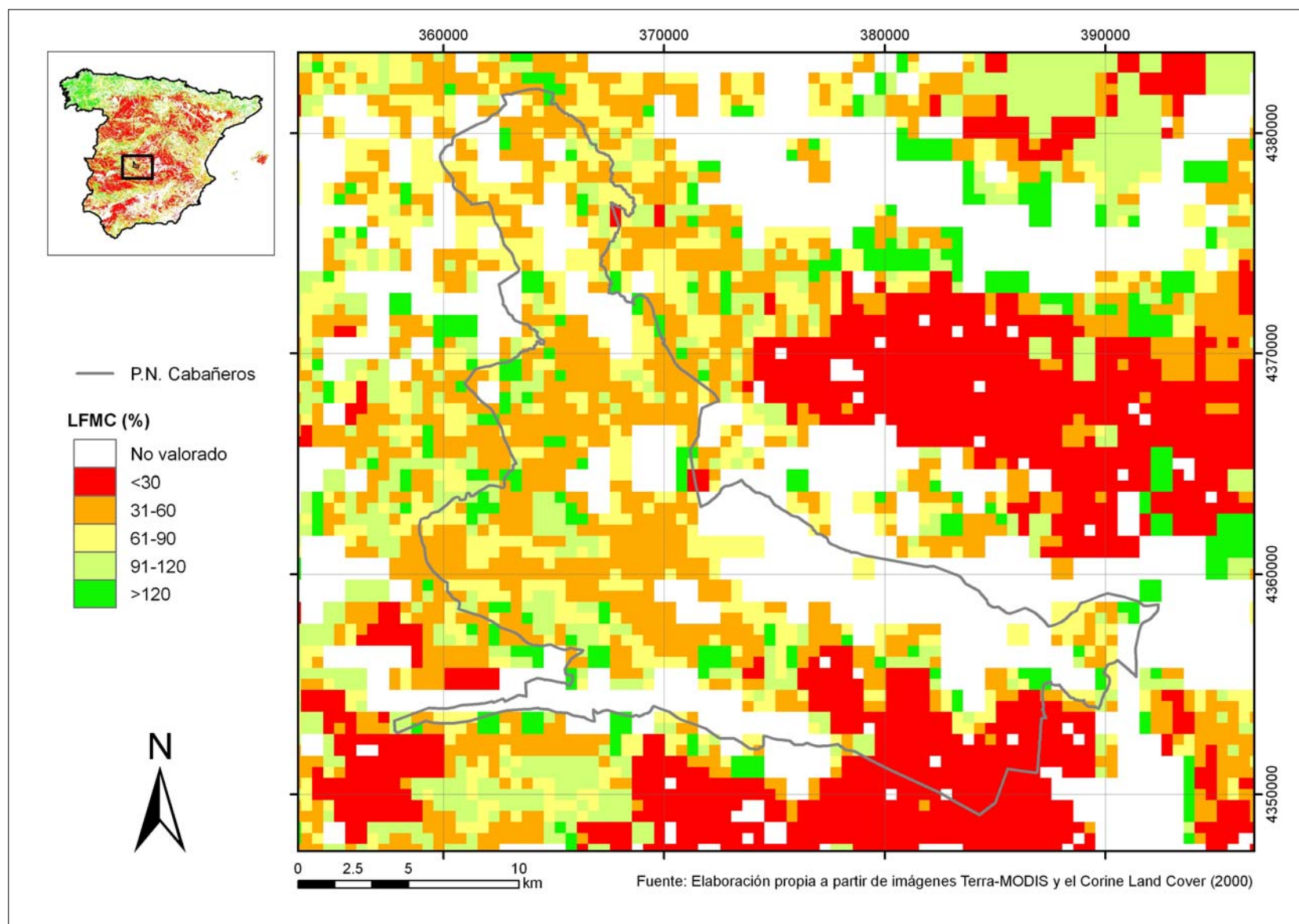


Figura 9. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 13 al 20 de agosto (225-232)

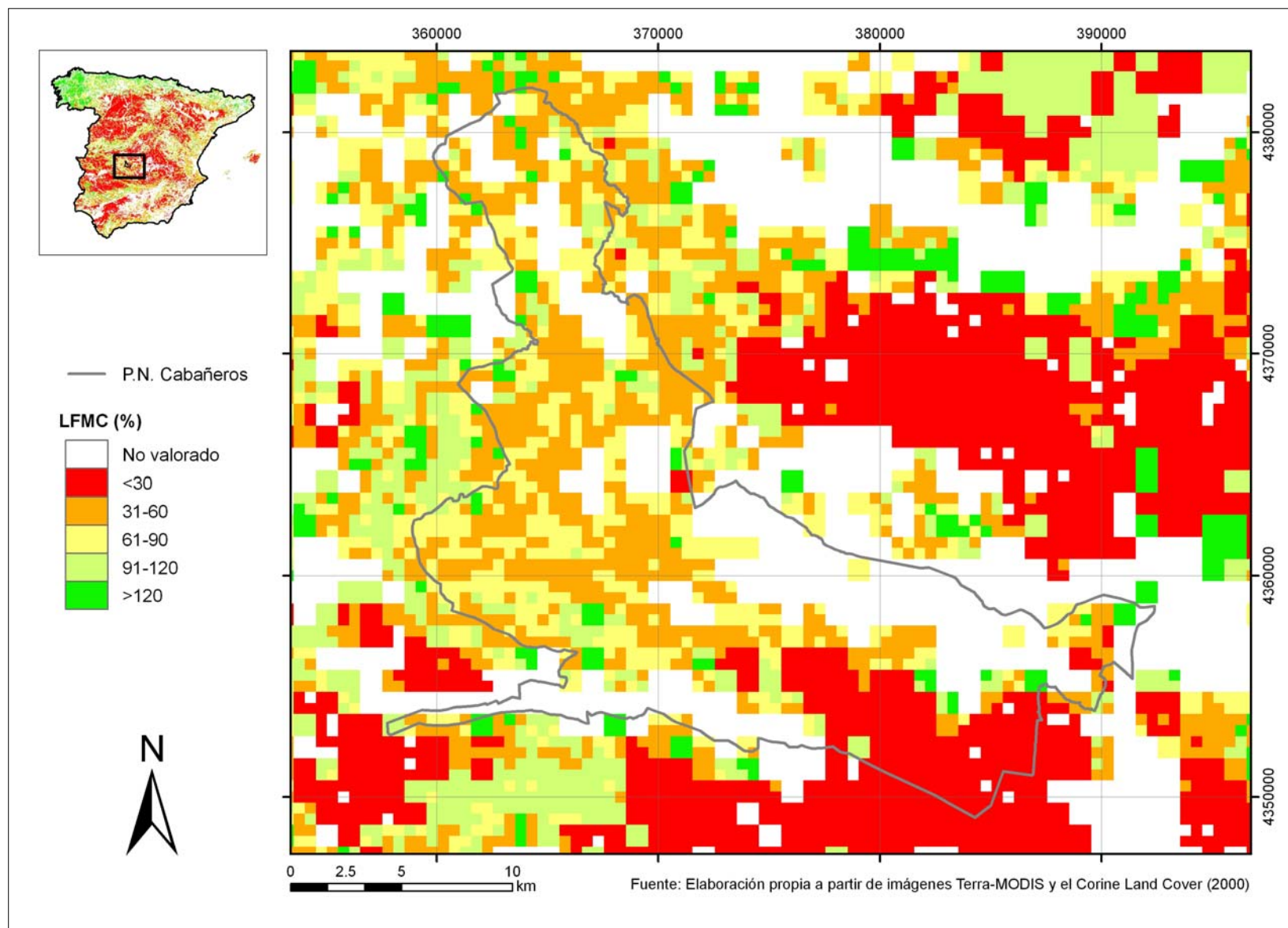


Figura 10. Mapa de humedad del combustible vivo correspondiente al periodo del 14-21 de septiembre (257-264)

Según los datos de LFMC observados para el pastizal (figura 11), los mapas correspondientes deberían mostrar, al menos en las zonas de pastizal de Cabañeros, un gran contraste entre los valores de LFMC de los meses de abril, marzo y mayo, todos superiores al 120%, y los LFMC de los meses comprendidos entre junio y septiembre, todos inferiores al 60%. Para las zonas de matorral también deberían apreciarse contrastes entre los valores de LFMC de los meses de primavera y verano, si bien menos marcados. De esta manera, los valores del LFMC del matorral deberían oscilar entre el 50 y el 120%, dominando los valores más altos durante los meses de abril, marzo y mayo y los más bajos desde entonces a septiembre.

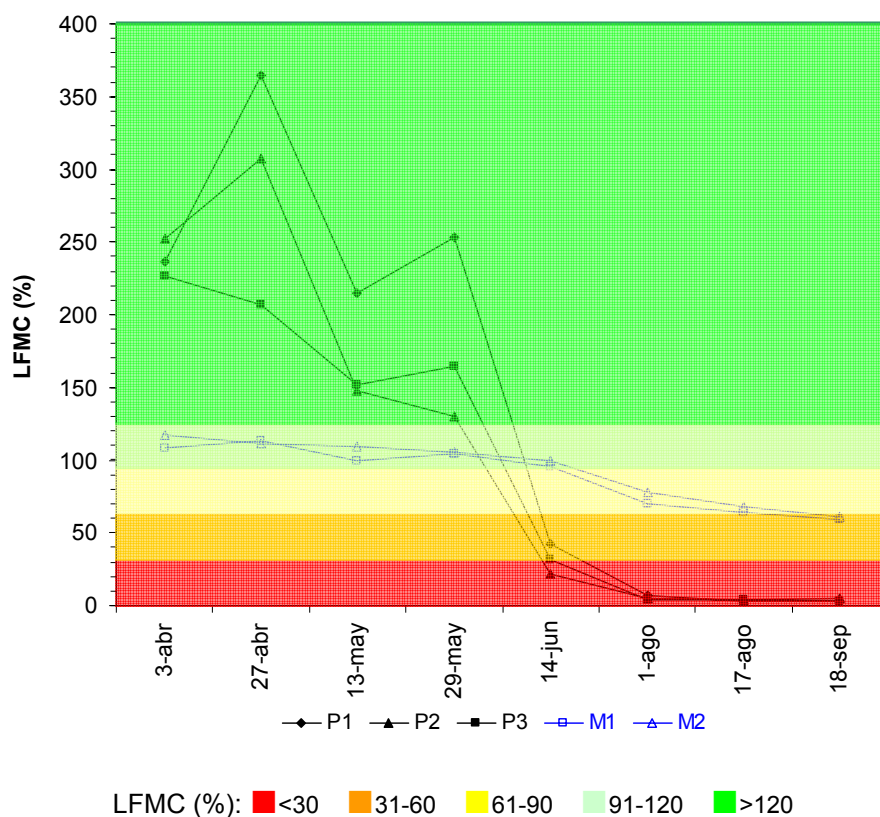


Figura 11. Evolución temporal del LFMC de las parcelas de pasto (P) y matorral (M) durante el año 2001. Los colores indican los intervalos de LFMC en los que se ha clasificado las imágenes de LFMC.

Observando los mapas presentados en las figuras 3-10 se intuye dicha tendencia. Para verificarla cuantitativamente, se calculó el porcentaje de píxeles de pasto o matorral pertenecientes a cada clase de LFMC para cada uno de los periodos de estudio (cálculo realizado únicamente para los píxeles incluidos en los límites del P.N. de Cabañeros).

Los resultados del análisis concordaron con nuestras hipótesis de partida tanto para las coberturas de pasto como de matorral.

Para el pasto, el porcentaje de píxeles del P.N. de Cabañeros pertenecientes a la categoría de máximo LFMC para los cuatro primeros periodos de estudio fue mayor que el perteneciente al resto de categorías de LFMC (figura 12.a). Sin embargo, para los tres últimos periodos, la categoría con mayor número de píxeles fue la de menor LFMC. El mapa correspondiente al periodo central (161-167, figura 7) obtuvo porcentajes de píxeles en las categorías de máximo y mínimo LFMC similares debido a que este periodo se corresponde con la transición de máximos a mínimos valores de LFMC del pasto (figura 11, 14 de junio). Por último, las tres categorías de LFMC intermedias (31-120%), representaron un porcentaje de píxeles prácticamente constante durante todos los periodos estudiados, si bien se observa una ligera tendencia a disminuir el porcentaje de píxeles clasificados en las dos categorías de mayor LFMC (61-90% y 91-120%) en los tres últimos periodos (estación estival).

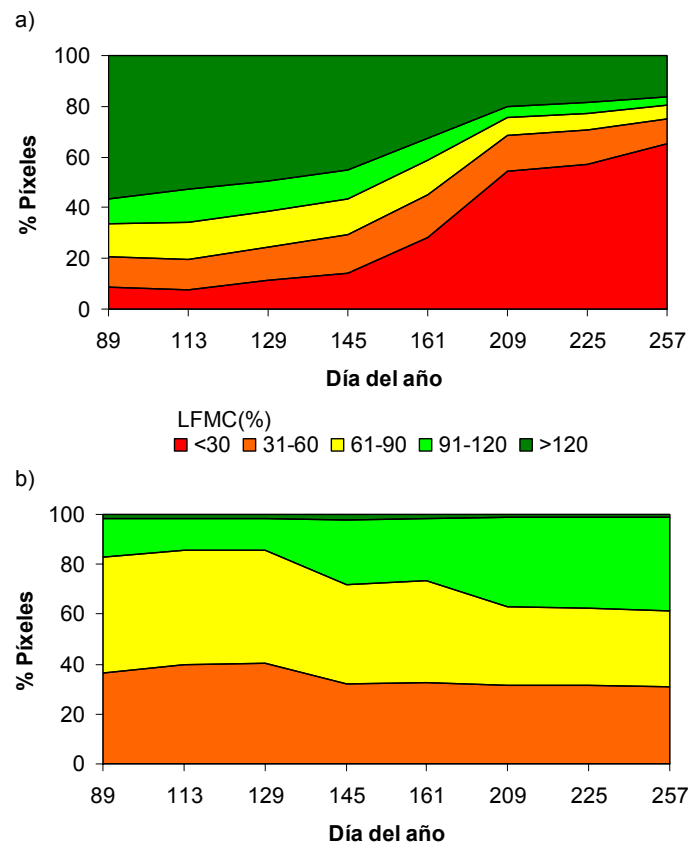


Figura 12. Porcentaje de píxeles de pasto (a) y matorral (b) del P.N de Cabañeros perteneciente a cada clase de LFMC para los ocho periodos cartografiados.

La cubierta de matorral presentó un comportamiento más constante. En primer lugar, el porcentaje de píxeles perteneciente a las categorías extremas de LFMC fue insignificante respecto al porcentaje perteneciente al resto de las categorías para todos los periodos de estudio; nunca se observan valores de LFMC <30% y el porcentaje de píxeles pertenecientes a la categoría de LFMC>120% fue de un 1,5% (promedio de todos los periodos). Para el resto de las categorías de LFMC, la tendencia temporal pareció contraria a la esperada; durante los periodos correspondientes al comienzo de la primavera (89 a 129) predominaron las categorías de menor LFMC; 61-90%, con un porcentaje de píxeles del 46% (promedio de los periodos 89-129) y 31-60% con un porcentaje promedio de píxeles del 39%. La categoría de mayor LFMC (91-120%) obtuvo para el periodo, tan solo un 13,8% del total de píxeles. Sin embargo, para el resto de los periodos, el número de píxeles pertenecientes a la categoría de mayor LFMC (91-120%) incrementó considerablemente (32,2% del total de píxeles, periodo 145-257), con lo que esta categoría se igualó en dominancia con las dos precedentes (32 y 35% del total de píxeles, categorías de LFMC 31-60% y 61-90%, respectivamente). Como se ha comentado en el capítulo 5, las especies de matorral presentan estrategias de adaptación al estrés ambiental que les permiten superar con éxito las altas temperaturas y bajas precipitaciones características de los periodos estivales del clima mediterráneo. Esto explica que presenten valores de LFMC bastante constantes y nunca menores al 30%.

CONCLUSIONES

El producto de LFMC generado a partir de las metodologías desarrolladas en esta tesis doctoral permite la correcta representación espacial de la evolución estacional del LFMC en zonas dominadas por pastizales y matorrales mediterráneos. El tiempo computacional necesario para generar dicho producto es bajo y las herramientas sencillas. Por ello puede ser implementado en un sistema de información geográfica para proporcionar información sobre el estado hídrico de los combustibles vivos lo que, junto con otras capas de información (e.g. contenido en humedad del combustible muerto, peligro de propagación y vulnerabilidad ecológica), puede proporcionar información sobre el peligro de incendio valiosa para los gestores.

No obstante, a día de hoy, el producto de LFMC no puede generarse y distribuirse a tiempo real (si se usan las fuentes de datos empleadas en esta tesis). Esto se debe a que los productos del sensor MODIS necesarios están disponibles en el servidor de la NASA aproximadamente con 10 días de demora desde la toma de las imágenes brutas.

En un futuro se espera que, con la culminación del Plan Nacional de Teledetección (PNT), los mosaicos MODIS de España correspondientes a diferentes productos MODIS o al menos a las imágenes brutas puedan estar disponibles a tiempo real, ya que el plan contempla la posibilidad de subvencionar alguna de las 3 antenas de recepción de imágenes MODIS instaladas en España (Valladolid, Asturias y Valencia).



CONCLUSION AND FUTURE RESEARCH

CONCLUSION AND FUTURE RESEARCH

Developing an operational methodology of live Fuel Moisture Content (LFMC) retrieval is a key factor for the estimation of fire risk and consequently:

- (i) to improve allocation of fire protective resources, including personnel and equipment and
- (ii) to plan for increased fire and arson vigilance and preventive treatment such as prescribed burning during periods or places of high fire susceptibility. Errors in LFMC estimations may directly affect the costs in safety and resources associated with prescribed fire and wildfire suppression.

In this context, remote sensing offers operational tools for monitoring LFMC evolution.

This Thesis has considered two remote sensing derived methods (empirical and RTM) to operatively assess LFMC, with the advantages and disadvantages of them compared. Empirical models are easy to calibrate and compute but offer poor results when applied to areas with different structure and species composition to the calibration site. Besides, they need long historical time series of field measured LFMC and remote sensing data to calibrate robust models. RTM have higher generalization potential than empirical models, but the accuracy in their predictions largely depends on the correct parameterization of their inputs. A way to improve on the problem of parameterisation of these models has been proposed and validated in this research, making use of the ecological rules governing the relationships between the different parameters and imposing restrictions to their co-variations. RTM parameterized in this way, were inverted in different test areas (Spain and Australia) by means of an operative and quick inversion procedure, obtaining more accurate estimation of LFMC than traditional empirical models for both grassland and shrublands ecosystems. Consequently, the research presented here is a significant advancement in precision of LFMC estimations and applicability of RTM inversion procedures, beyond the empirical models which has been widely used up to now.

Nevertheless, the eight-day composite MODIS surface reflectance data used to estimate LFMC are currently available from the LPDAAC 10 days following image acquisition, which is acceptable but not ideal for fire danger assessments. This was the main reason why the methodology developed in this Thesis was not applied to estimate LFMC at real-time under the frame of the Firemap project which has supported this research.

However, if geometric and radiometric correction procedures are implemented at facilities that have MODIS satellite data downlink capability, the LFMC products proposed in this Thesis could be available within less than a day after the final day of a compositing period. To our knowledge, there are three antennas to collect images from MODIS sensor in Spain (Valladolid, Asturias and Valencia). If the National Plan of Remote Sensing (PNT) supports the maintenance of at least one of these antennas, the limitation on using the MODIS products freely and at real-time will be overcome.

Finally, the Thesis have confirmed the potential of the LFMC parameter for fire occurrence prediction by calibrating three different logistic regression models to predict number of fires, total burned area and occurrence of large fires.

There are several points for further investigation that have been identified and discussed along the Thesis. This points concern:

1. The limitation of using MODIS reflectance data for retrieving LFMC over sparsely or mixed vegetated area. For overcoming this limitation follow-on research will focus on applying spectral mixture analysis to MODIS reflectance data to determine the proportion of soil, shade and different types of vegetation (grassland-shrublands, for example) which is mixed in a pixel. Once these proportions are known, the unmixed spectra of specific types of vegetation can be deduced and used to retrieve their corresponding LFMC by the inversion procedure proposed in this Thesis. Alternatively, the parameterization and inversion methodology developed here can be applied to geometrical or mixed geometrical-turbid medium models, such as GORT, DART or GEOSAIL, which have into account in their modelling some of the components of the reflectance of a coarse resolution pixel above mentioned. The used of these models will also allow to extend the study to tree-covered areas.
2. In connection with the previous limitation, we will explore the possibility of using reflectance data extracted from other sensors with better spatial resolution for the inversion. In this sense, Landsat-TM/ETM+ images provide a sound alternative in the near future since they are going to be freely distributed from 2009 onwards (USGS 2008).
3. Limitation of the LAI product. It has been show that the knowledge of LAI is essential for accurately retrieving LFMC. In this Thesis we have used as source of LAI the MODIS product (MOD15). It has been shown that some of the inaccuracies when estimating LFMC>70% by

the inversion procedure are related to the saturation of the LAI product at those high LFMC. To overcome this limitation another sources of LAI information will be explored such as LIDAR (Riaño et al., 2007) or meteorological data (Koetz et al., 2005).

4. To improve the accuracy of the RTM retrieval in shrublands, we will consider to include a wider range of parameters in the parameterization of the LUT based on published data.
5. Lack of field collected measurements of LFMC in other Mediterranean regions for validation proposes. In this sense we are promoting an international effort to create a global database of field LFMC measurements, properly documented, georeferenced and publicly accessible which could be used as input to global scale projects on vegetation temporal dynamism and fire danger assessment, as well as to validate regional algorithms for LFMC retrieval from satellite data. It is not decided yet where the database will be allocated once it is done, but the Global Dataset Facility of Oak Ridge National Laboratory is a sound alternative since they already have similar holdings such as the database on leaf area index measurements http://www.daac.ornl.gov/VEGETATION/lai_des.html.

REFERENCES

- Koetz, B., Baret, F., Poilvé, H. y Hill, J. (2005). Use of coupled canopy structure dynamic and radiative transfer models to estimate biophysical canopy characteristics. *Remote Sensing of Environment*, 95, 115-124
- Riaño, D., Chuvieco, E., Ustin, S.L., Salas, J., Rodríguez-Pérez, J.R., Ribeiro, L.M., Viegas, D.X., Moreno, J.M.y Fernández, H. (2007). Estimation of shrub height for fuel type mapping combining airborne LiDAR and simultaneous color infrared ortho image. *International journal of wildland fire*, 16 (3) 341–348
- USGS (2008). Imagery for Everyone. In, USGS news releases.