

LOS RECURSOS GANADEROS EN LOS SISTEMAS EXTENSIVOS DE LA MONTAÑA PIRENAICA CATALANA: APROXIMACIÓN AL CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOMASA HERBÁCEA MEDIANTE EL USO DE LA TELEDETECCIÓN

Barrachina Jiménez, María¹; Cristóbal Rosselló, Jordi¹; Tulla Pujol, Antoni Francesc¹

(1) Departamento de Geografía de la Universitat Autònoma de Barcelona. Edifici B, Campus Bellaterra. 08193, Cerdanyola del Vallès (Barcelona). Tlf: 935811527; Fax: 935812001. Maria.Barrachina@uab.cat

RESUMEN

Los sistemas ganaderos extensivos propios de las zonas del Pirineo catalán se encuentran fuertemente condicionados por la disponibilidad de hierba en prados de siega y pastos de montaña o pastura. La utilización de imágenes de satélite y la recogida simultánea de datos sobre el terreno puede resultar una buena aproximación a la determinación del estado del recurso y a su cuantificación en términos de producción de biomasa. Los resultados del muestreo de campo obtenidos a lo largo de un total de cinco campañas ("peso fresco" y "peso seco") han sido relacionados con diferentes índices de vegetación y humedad – NDVI, EVI, Greenness, Wetness, NDWI, – calculados sobre una serie de imágenes Landsat-5 TM. Para ello, se han realizado los correspondientes análisis estadísticos de regresión múltiple, utilizando el criterio C_p de Mallows para seleccionar las variables predictoras que intervendrán en el modelo. Se observan diferencias significativas en los resultados de las regresiones en función de la campaña realizada, con valores de R^2 comprendidos entre 0.33 y 0.90 para la variable "peso fresco" (RMSE comprendido entre 262 y 173 kg de biomasa en fresco/píxel) y R^2 entre 0.21 y 0.68 para la variable "peso seco" (RMSE entre 30 y 60 kg de biomasa en seco/píxel). Se muestran así los efectos de la variación en las condiciones ambientales y en las condiciones de la propia vegetación. Se han obtenido mapas de biomasa para las zonas de interés – prados y pastos- en cada uno de los días muestreados.

Palabras Clave: biomasa, prados y pastos, índices de vegetación y humedad, ganadería de montaña, Landsat-5, Teledetección, Pirineo.

ABSTRACT

Extensive stockbreeding in Catalan Pyrenees is strongly determined by grassland availability in meadows and pastures. Satellite images together with on-site data sampling are often used to quantify herbaceous resources in terms of biomass production. Field variables ("fresh weight", "dry weight"), sampled along five different field campaigns, have been related to several vegetation and humidity indexes – NDVI, EVI, Greenness, Wetness, NDWI – calculated from Landsat-5 TM images. Multiple regression models have been used for that purpose. Model's predictors have been selected on the basis of Mallows' C_p . Results from the statistical analysis are not uniform among the different field campaigns. R^2 values range from 0.33 to 0.90 for the "fresh weight" variable (RMSE values ranging from 262 to 174 kg of fresh biomass/pixel) and R^2 from 0.21 to 0.68 for the "dry weight" variable (RMSE values ranging from 30 to 60 kg of dry biomass/pixel). This fact reflects the variation in both environmental and vegetation conditions. Biomass maps have been obtained for the areas of interests -meadows and pastures- and for every field sampling date.

Key Words: biomass, meadows and pastures, vegetation and humidity indexes, mountain livestock breeding, Landsat-5, Remote sensing, Pyrenees.

1.- INTRODUCCIÓN

La ganadería de montaña conserva, todavía hoy, una presencia notable en las comarcas del Pirineo catalán, a pesar del drástico cambio de rol que ha experimentado a lo largo del último siglo.

Lejos de constituir, como antaño, uno de los pilares fundamentales de la economía y la sociedad montañesas, la actividad ganadera se muestra en la actualidad como una actividad minoritaria y en continuo retroceso. La importancia de su mantenimiento no se limita tan sólo a la esfera socioe-

conómica, resultando ser además un agente clave en la conservación del medio. Su papel activo en la conservación del paisaje o de la biodiversidad, elementos íntimamente relacionados en realidad, reivindica la continuidad de su práctica (Molinillo *et al.*, 1997; Mottet *et al.*, 2006; Puigdefábregas y Fillat, 1986; Vicente Serrano *et al.*, 2000). A ello se añaden aspectos simbólicos e identitarios, no menos importantes (Beltran y Vaccaro, 2007).

Los sistemas ganaderos extensivos de montaña se fundamentan en la utilización optimizada de un recurso inmediato: la hierba de prados y pastos, para la cría de ganado. La abundancia de este recurso es función de una serie de condicionamientos de orden físico (meteorología, topografía, substrato, etc.), y del tipo de gestión realizada (regadío, abonado, resiembra, etc.). Como es de suponer, las fluctuaciones en la disponibilidad de hierba para pasto o para forraje (ensilado o no) repercuten de manera directa sobre la economía de las explotaciones, especialmente en aquellas dedicadas al engorde de ganado y no sólo a la cría. Éstas recurren al empleo de forraje en la fase de engorde (de mayor duración en la orientación ecológica que en la intensiva). La ocurrencia de episodios de sequía como los observados en los años 2003, 2005 o 2006, en los que la producción de hierba en algunas partes del Pirineo catalán llegó a reducirse hasta en un 50% de lo que se considera una producción "normal" (Barrachina, 2007), ha tenido implicaciones económicas significativas, agravadas por los altos precios del cereal y de otros cultivos herbáceos (especialmente si son ecológicos).

Es por ello que el seguimiento del estado de los recursos herbáceos del Pirineo y su cuantificación se considera importante en tanto que aplicable a la toma de decisiones por parte de los agentes del territorio, especialmente por parte de los propios ganaderos. La determinación de la cuantía del recurso mediante métodos directos puede llegar a ser muy costosa en tiempo y recursos. La utilización de imágenes de satélite, junto a las herramientas que ofrecen los Sistemas de Información Geográfica y los métodos de análisis estadístico multivariante, ofrece una alternativa para la monitorización de los recursos pastorales sobre áreas extensas, reduciendo de forma considerable los costes y el esfuerzo de hacer un seguimiento directamente sobre el terreno. Entre las imágenes más utilizadas se cuentan las imágenes de la serie de satélites Landsat, adquiridas por sensores multiespectrales como es el *Thematic Mapper* (TM) de Landsat-5, el cual diferencia siete regiones espectrales en un rango que va desde los

0.45 μm a los 12.5 μm , con una resolución espacial de 30 m en la región del óptico y de 120 m en la región del térmico. Las imágenes Landsat han sido ampliamente utilizadas en el estudio de la vegetación a partir del cálculo de índices de vegetación. Dichos índices aprovechan las propiedades reflectivas de la vegetación fotosintéticamente activa, es decir, el elevado contraste entre las bandas del visible (0.6 – 0.7 μm , correspondiente al rojo) y el infrarrojo cercano (0.7 – 1.1 μm) para estimar el vigor vegetal, la existencia de algún tipo de estrés, la producción y productividad vegetal, etc. A su vez, los índices de humedad resultarían ser buenos descriptores del estado de la vegetación, dada la relación que guardan con el contenido en agua de la misma. Podrían nombrarse, como ejemplos de estudios basados en la utilización de índices derivados de datos multiespectrales y en el análisis de los mismos en relación a conjuntos de datos obtenidos *in situ*, la determinación del porcentaje de cobertura herbácea y su dinámica temporal por Purevdorj *et al.* (1998), la producción de biomasa (Todd *et al.*, 1998, Schino *et al.*, 2003, Zha *et al.*, 2005) o la degradación de la cobertura herbácea (Pickup *et al.*, 1993).

El cálculo de la biomasa, definida como la cantidad de materia vegetal presente en una determinada superficie y en un momento concreto (Gómez, 2008a), resulta una buena aproximación para determinar y evaluar la producción de prados y pastos de montaña. Como norma general, se expresa en unidades de materia seca por superficie. A pesar de que la estimación de la biomasa verde (en fresco) puede revelar información sobre el contenido hídrico de la vegetación, su determinación varía mucho en función de las condiciones ambientales presentes en el momento de la recolección. Por ello es preferible la expresión en términos de biomasa seca. La determinación de la biomasa suele realizarse sobre la parte aérea de la vegetación dada la dificultad de acceder a la materia enterrada y, en el caso de estudios como el que nos ocupa, tal y como señala Gómez (2008b), por el bajo interés de la fracción enterrada por parte de la explotación ganadera.

Es importante tener en cuenta las variaciones en la producción de biomasa en función del tipo de prado o pasto estudiado. A grandes rasgos, puede diferenciarse entre prados de siega (irrigados o no) y pastos de pastura, (de media y alta montaña), tal y como queda descrito a continuación.

Los **pastos** se ubican entre los pisos montano y alpino del Pirineo. Su situación condiciona necesari-

riamente el aprovechamiento, de modo que puede establecerse una división funcional ulterior en base a ella. De esta forma, podrían describirse en primer lugar los **pastos subalpinos y alpinos**, espacios generalmente abiertos y amplios, situados por encima del límite superior del bosque -con frecuencia muy alterado por la actividad humana- alcanzando las cotas más altas de la cordillera. El incremento en altitud viene acompañado de la pérdida de complejidad florística y cobertura (Ferrer *et al.*, 2001). Con un ciclo vegetativo más corto, son apacentados por el ganado durante los meses de verano. Los **pastos montanos**, por su parte, corresponden a las parcelas más altas y menos accesibles de la montaña mediana, en el piso montano. Son directamente apacentados por el ganado en primavera y otoño, en su camino de ida hacia las pasturas estivales o, posteriormente, en el retorno desde las mismas. Sobre estas zonas, antaño aprovechadas mediante la siega a mano o incluso destinadas al cultivo de cereales como el centeno en las solanas, se extienden en la actualidad las masas de arbustos y el bosque.

Los **prados** se definen como comunidades vegetales siempre verdes y húmedas, producidas por el hombre y aprovechadas mediante la siega y el pastoreo (Ferrer *et al.*, 2001). Se sitúan por debajo del límite forestal, en los fondos de valle y vertientes próximas a los pueblos. El cultivo de los prados en el Pirineo es reciente, habiéndose configurado como una alternativa a los movimientos trashumantes del ganado. Tras la siega, la hierba producida en los prados es convertida en forraje o ensilado, permitiendo la estabulación invernal y con ello el mantenimiento de la ganadería semiextensiva, basada en el aprovechamiento estival de los pastos. De esta forma, se da una complementariedad de tipo nutricional entre prados y pastos que proporciona una dieta más equilibrada que aquella obtenida a partir de otros monocultivos forrajeros (Chocarro y Reiné, 2008). En función del tipo de gestión, se distinguen entre prados de regadío y de secano. Los **prados irrigados** son los más productivos. Se sitúan generalmente en las zonas más llanas y accesibles, pudiendo ser gestionados así de forma más intensiva. Si el régimen de precipitaciones y temperaturas es óptimo, pueden conseguirse dos siegas y una apacentada. En ausencia de regadío, la producción de los **prados de secano** disminuye, consiguiéndose una siega y una apacentada por año. Se trata muchas veces de prados de vertiente, situados de forma escalonada en suelos menos profundos y con escorrentía superficial (Chocarro y Reiné, 2008), que a menudo ocupan antiguas terrazas en las que se cultivaba el cereal.

2.- OBJETIVOS

Este estudio tiene como objetivo final la obtención de mapas de biomasa de las zonas de pastos y prados de la Vall Fosca (Pirineo leridano) mediante un análisis de regresión múltiple, a partir del uso de una serie extensa de imágenes Landsat adquiridas entre los meses de mayo a septiembre de 2008 y de la recogida de datos sobre el terreno.

3.- MATERIAL Y ÁREA DE ESTUDIO

Se ha utilizado una serie de 7 imágenes Landsat-5 TM de la órbita 198, fila 31, tomadas los días 11-05 12-06, 28-06, 14-07, 15-08, 31-08 y 16-09 de 2008. Sobre las imágenes preprocesadas (véase apartado 4.1), se han calculado los siguientes índices de vegetación y humedad: *Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI, (Rouse *et al.*, 1973), *Enhanced Vegetation Index*, EVI, (Huete *et al.*, 2000), *Normalized Difference Water Index*, NDWI, (Gao, 1996). A éstos se han añadido, además, las componentes *Greenness* y *Wetness* de la transformación *Tasseled Cup*, TTC, (Kauth y Thomas, 1976; Crist y Cicone, 1984). Como material adicional de soporte se ha utilizado el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) del *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) a la misma resolución espacial que las imágenes y la distribución de pendientes generada a partir del MDE, el mapa de *Hàbitats del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya* (DMAH) y el mapa de usos del suelo de la Vall Fosca para el año 2003 (Barrachina, 2007).

El estudio se desarrolla en la cuenca del río Flamisell, popularmente conocida como *la Vall Fosca*, que se sitúa en el extremo más septentrional de la comarca catalana del Pallars Jussà, formando parte de la *vegueria de l'Alt Pirineu i Aran* (Figura 1). El valle sigue una dirección norte-sur a lo largo de aproximadamente 25 km de recorrido longitudinal. Cuenta con un incremento altitudinal considerable, desde los cerca de 800 metros de las zonas de fondo de valle hasta casi alcanzar los 3000 metros en la zona de la cabecera. Su extensión (16500 ha) coincide con los límites del actual municipio de la Torre de Cabdella, integrado por un total de 19 núcleos de población y con un censo de 808 habitantes (Idescat, 2008a). El clima del valle se caracteriza por una pluviosidad y continentalidad propias del ámbito pirenaico en el cual se localiza. Las precipitaciones medias anuales suelen superar los 1000 mm, siendo superiores en las partes más altas del valle. Primavera y otoño

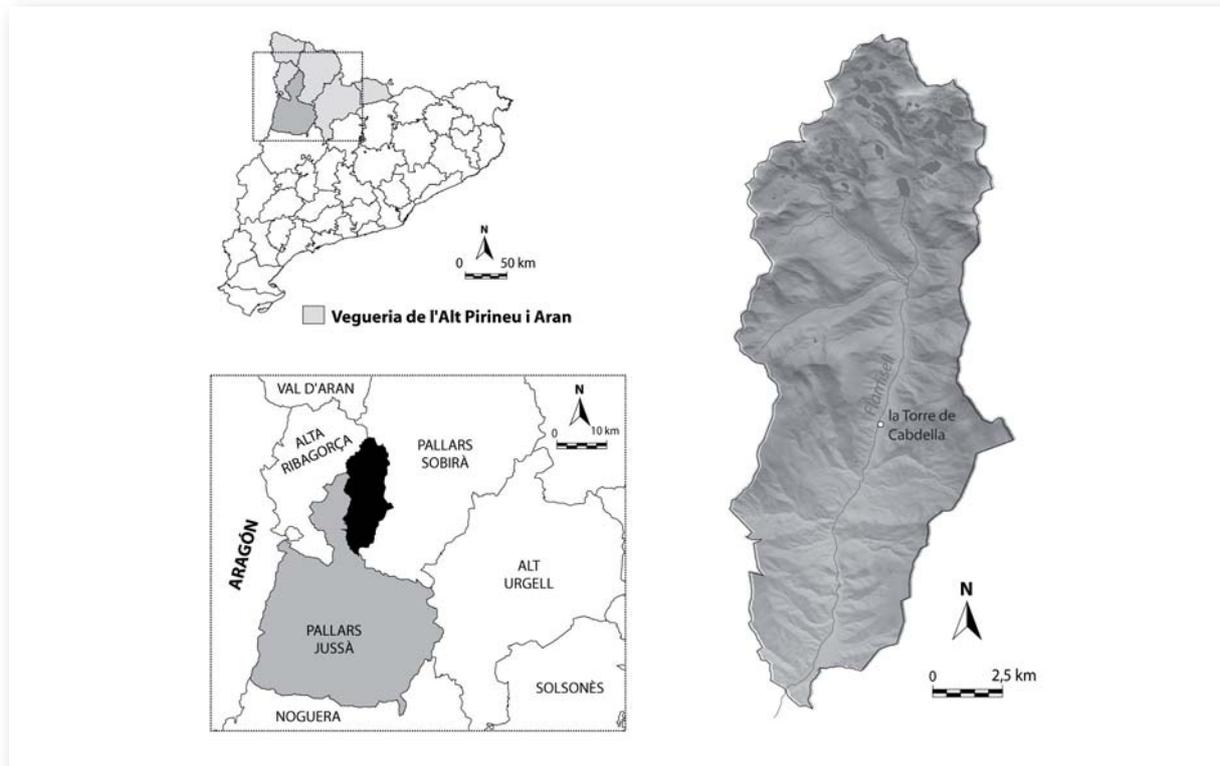


Figura 1.- La Vall Fosca: situación del área de estudio.

son las estaciones que recogen el máximo de precipitaciones. Las variaciones en el sustrato se deben a la presencia de tres grandes unidades geomórficas, comunes a la vecina comarca del Pallars Sobirà: Pirineo axial (cabecera granítica y faja de pizarras), zona de las Nogueras (depresiones longitudinales, idóneas para el establecimiento de pueblos y cultivos) y Prepirineo interior (calcáreas comunes a la Conca de Tremp). Junto a los factores físicos ya nombrados, la intervención humana milenaria ha contribuido a la diversidad del paisaje vegetal del valle. Como resultado de la interacción de los distintos condicionantes físicos y antrópicos, se encuentran representadas desde las comunidades típicamente mediterráneas hasta las típicas de la alta montaña. La fuerte tradición ganadera que caracterizó el valle hasta hace pocas décadas supuso una presión continuada sobre el estrato arbóreo, dándose una deforestación prolongada que tuvo como consecuencia la sustitución de robledos de *Quercus humilis* y *Quercus petraea* y pinares de *Pinus sylvestris* por zonas de pasto interestacional y zonas de cultivo de cereal.

La disminución de la carga ganadera como consecuencia de la crisis generalizada en el mundo rural, mucho más aguda en las zonas de montaña, y el cambio en el tipo de gestión, han dado lugar a

una rápida recuperación de los estratos arbustivo y arbóreo en detrimento de las comunidades herbáceas, con la consecuente disminución de los recursos disponibles para los herbívoros. El número de explotaciones ganaderas en el valle ha experimentado una dramática reducción en los últimos años, contabilizándose un total de 27 explotaciones activas en la actualidad (Idescat 2008b). La mayoría de ellas se encuentran especializadas en la cría y engorde del ganado vacuno, siendo sólo dos las explotaciones que mantienen ganados de ovejas, tal y como era propio del llamado sistema tradicional. El ganado se mantiene en régimen extensivo, suponiendo el incremento de la superficie aprovechable (mediante la compra o arrendamiento a aquellos que cesan la actividad) una estrategia básica para asegurar la viabilidad de las explotaciones.

4.- METODOLOGÍA

4.1.- Preprocesamiento de las Imágenes

De forma previa a su utilización, todas las imágenes Landsat-5 TM utilizadas han sido corregidas geométricamente (Palà y Pons, 1995), obteniéndose una resolución espacial de 20 metros, y radiométricamente (Pons y Solé-Sugrañes, 1994).

Algunas de las imágenes han requerido de un tratamiento adicional debido a la presencia de nubes y sombras sobre el área de estudio. Las sombras han sido eliminadas mediante la utilización del algoritmo descrito por Cea *et al.* (2005), de sencilla aplicación y resultados satisfactorios. Las nubes se han enmascarado a partir de una digitalización manual.

4.2.- Cartografía de Pastos y Prados

Se ha seguido un procedimiento de clasificación mixta, con el objetivo de distinguir entre las cuatro categorías de interés: prados de siega irrigados, prados de siega de secano, pastos montanos y pastos subalpinos y alpinos. Dicha aproximación supone la combinación del resultado de una clasificación no supervisada (clases espectrales) y los elementos informacionales definidos de forma supervisada (áreas de entrenamiento). Como paso previo a la clasificación, se ha elaborado una máscara que excluyese todas aquellas zonas fuera del ámbito del estudio, es decir, aquellas que presentaran un tipo de cobertura diferente a la herbácea (arbórea, arbustiva densa, infraestructuras, aguas continentales, etc.), en base al mapa de *Hàbitats del DMAH* y al mapa de usos del suelo de la Vall Fosca para el año 2003.

La fase de clasificación no supervisada se ha realizado con el módulo IsoMM (Pons *et al.*, 2005) basado en el algoritmo definido en el método IsoData (Duda y Hart, 1973). El método de agrupamiento espectral se hace en base a las variables que intervienen en el análisis – en este caso las bandas espectrales seleccionadas, además de otras capas con información relevante –, y en función del criterio para medir la similitud o distancia entre los casos y para agrupar casos similares (Chuvieco, 2006). En total, se han designado 79 variables a introducir en el módulo de clasificación no supervisada. Para ello, se ha seleccionado el total de imágenes Landsat-5 (7 imágenes) corregidas geométricamente y radiométricamente. Además de las bandas correspondientes al dominio óptico, ya transformadas en reflectancias, se han añadido las imágenes resultantes del cálculo de los diferentes índices de vegetación y de humedad para cada día: NDVI, EVI, NDWI y las componentes *Greenness* y *Wetness* de la TTC. La inclusión de estas variables aumenta la capacidad del clasificador de distinguir entre los diferentes tipos y estados de la cobertura herbácea que se pretende clasificar. Por último, se ha añadido información relevante que puede condicionar la distribución y estado de la vegetación, como es el

relieve y la distribución de pendientes, generados a partir del MDE. Una vez suministradas todas las variables al clasificador, se ha realizado una batería de pruebas (24 en total), variándose los parámetros que establecen el número y distribución de semillas de los clusters o centros de clase, así como los parámetros de control. La etapa supervisada del procedimiento consiste en la definición de áreas de entrenamiento. En este caso, el conocimiento del área de estudio adquirido a partir de la realización de estudios previos y del trabajo de campo, ha resultado especialmente útil a la hora de definir las áreas de entrenamiento correspondientes a los diferentes tipos de prados de siega. La observación hecha sobre las zonas de pasto también se considera suficiente para el tipo de clasificación que este estudio requiere, puesto que no se pretende llegar a una diferenciación exhaustiva entre comunidades vegetales. Siguiendo las recomendaciones de Chuvieco (2006), se ha intentado escoger muchos polígonos de pequeño tamaño, en vez de polígonos más grandes, evitando así ocultar la variabilidad interna de una categoría. De la misma forma, se ha intentado incluir el máximo de variabilidad espacial presente en cada categoría: orientación, pendiente, tipo de suelo, etc. En total se han delimitado 161 áreas de entrenamiento, la distribución por categorías de las cuales queda recogida en la Tabla 1.

Categoría	AE	AE (%)
1: Prados de siega irrigados	24	14.9
2: Prados de siega de secano	68	42.2
3: Pastos montanos	50	31.1
4: Pastos subalpinos y alpinos	19	11.8
TOTAL	161	100

Tabla 1.- Áreas de entrenamiento (AE) para cada una de las categorías a clasificar

La poca uniformidad en la distribución de las áreas de entrenamiento se debe principalmente a que la selección de dichas áreas se ha hecho en base al porcentaje de cobertura consultado en el mapa de usos del suelo. De esta forma, los prados de siega irrigados, al ser pocos, acogen un número menor de polígonos de entrenamiento. En cambio, los prados de siega de secano y los pastos montanos, más abundantes y más variables (especialmente en el caso de los pastos), quedan recogidos por más áreas de entrenamiento. Los

pastos alpinos y subalpinos, aunque extensos, resultan ser zonas más homogéneas, por lo que se digitalizan menos polígonos y de mayor tamaño. Sobre el total de áreas de entrenamiento definidas (161 polígonos, Tabla 1), se ha efectuado una selección aleatoria destinándose el 60% a la clasificación final de la imagen y el 40% restante (verdad-terreno) a la evaluación de los resultados. De esta forma, se combinan los resultados de la clasificación no supervisada y el 60% de las áreas de entrenamiento mediante el algoritmo ClsMix (Serra *et al.*, 2003). Los resultados de la clasificación se evalúan a partir de la construcción de una matriz de confusión con MatConf de MiraMon (Pons, 2004). La relación entre los elementos de la matriz permite conocer los tipos de errores cometidos: omisión y comisión.

4.3.- Recogida de Datos en el Campo

La recogida de datos *in situ* ha sido diseñada teniendo en cuenta la variabilidad que presenta el área de estudio e intentando asegurar la aleatoriedad en la distribución de las muestras y la sincronización con la captura de las imágenes. La extensión de las áreas de muestreo se ha definido de acuerdo con la resolución nominal de las imágenes Landsat-5 TM, de 30 metros. De esta forma, se han seleccionado áreas uniformes con una extensión de al menos 90 x 90 metros, equivalentes

a 3 x 3 píxeles de 30 metros de resolución nominal (Figura 2), distribuidas entre los diferentes rangos de altitud y orientación. Se han muestreado todas las categorías definidas en la clasificación, con excepción de los pastos alpinos y subalpinos, debido principalmente a las condiciones de nieve y temperatura en las primeras campañas de campo y, en general, por su difícil acceso. El tamaño de la muestra inicialmente establecido ha sido de 26 puntos. No se encuentra, en la literatura consultada, un número mínimo de puntos de muestreo definido, siendo pese a ello muchos los estudios que parten de un tamaño muestral que oscila alrededor de los 30 puntos (Gao, 2006). Se realizó un total de cinco campañas de campo, los días 12-06, 28-06, 30-07, 15-08 y 31-08. Los datos de la campaña del día 30-07 tuvieron que ser descartados al cubrir las nubes el total del área de imagen, tal y como se comprobó posteriormente. Durante la primera campaña se cubrieron los 26 puntos de muestreo seleccionados. En la segunda campaña, sin embargo, los ganaderos ya habían iniciado la siega de los prados, por lo que el número de puntos se redujo hasta 23 por ser muchos los prados que ya estaban segados. Las campañas restantes, comprendidas entre el primer y el segundo período de siega, se muestrearon un máximo de 15 campos. Ello fue debido a que, en muchos de los campos no irrigados (en función de su situación), una vez segada la hierba, ésta no vuelve a crecer

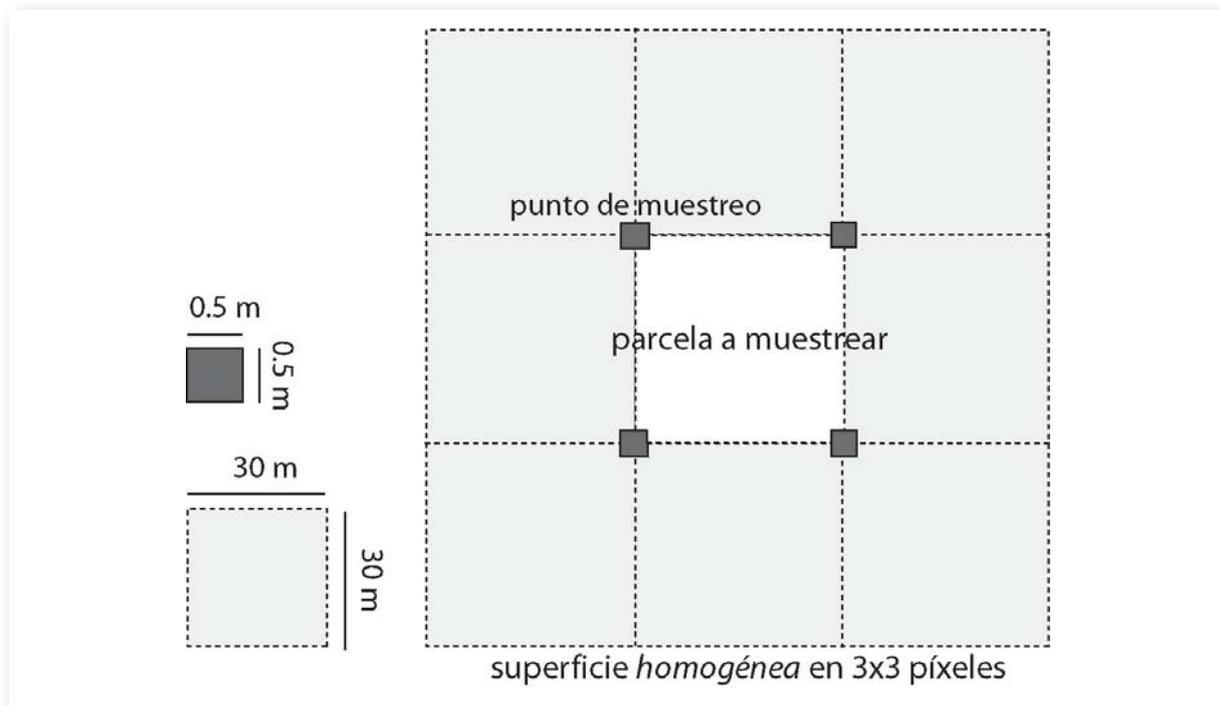


Figura 2.- Esquema de la situación de los puntos de muestreo (subparcelas)

en todo el período estival, reduciéndose así las posibilidades de muestreo. Por cada punto de muestreo se han realizado cuatro medidas de biomasa aérea en fresco separadas 30 metros unas de las otras, simulando así la extensión de un píxel según la resolución nominal de Landsat-5 TM (Figura 2). Las coordenadas de cada subparcela han sido posicionadas con la ayuda de un GPS, validándose luego la posición de estos puntos con ayuda de ortofotografías a escala 1:5000 del ICC (versión 5, año 2006). En cada punto de muestreo se ha segado la hierba sobre una superficie de 0.5 x 0.5 metros, determinándose inmediatamente su peso en fresco con un dinamómetro electrónico de campo de 5 gramos de precisión. El resultado promedio de las subparcelas, multiplicado después por cuatro y expresado en kg/m² o kg/píxel se ha considerado una buena aproximación para conseguir un valor representativo del píxel correspondiente a la imagen. El conjunto de resultados de cuantificación de la biomasa presentados en este trabajo están expresados en kg/píxel. Los resultados obtenidos en el campo fueron validados después en el laboratorio. Entre las dos medidas del peso en fresco (campo y laboratorio), se consideró más realista la tomada en el campo ya que, aunque de menor precisión, era más inmediata. Una vez recogidas las muestras se procedió a su secado en estufa a 95°C durante 24 horas, determinándose a continuación el peso seco en una balanza de precisión igual a 0.1 gramos.

4.4.- Análisis Estadístico: Cartografía de la Producción de Biomasa

El cálculo de la producción de biomasa se realiza a partir de la construcción de un modelo estadístico de regresión múltiple que relacione los datos de biomasa recogidos en el campo con el valor de los índices de vegetación y humedad – NDVI, EVI, *Greenness*, *Wetness*, NDWI – calculados sobre las imágenes correspondientes a cada campaña. De esta forma, “peso fresco” (biomasa verde determinada en el campo) y “peso seco” (biomasa seca tras el secado en el laboratorio) son consideradas las variables dependientes, mientras que el conjunto de índices representan los predictores del modelo o variables independientes.

El valor de cada uno de los índices que intervienen en el análisis ha sido extraído, para cada parcela muestreada, combinando la capa de puntos marcados con el GPS en el campo y el ráster correspondiente a cada índice y utilizando la interpolación bicúbica (16 vecinos) como método de remuestreo. Como cada parcela ha sido mues-

treada cuatro veces simulando un píxel, se acepta como valor válido el promedio de los cuatro valores extraídos. De la misma forma, se ha calculado el promedio de las medidas de peso en fresco y peso seco, quedando expresado el valor obtenido en kg/píxel. Los análisis de regresión múltiple han sido efectuados con el programa Statistica (Stat-Soft Inc., 2001).

Como paso previo a la regresión, se ha realizado una selección de predictores mediante el método C_p de Mallows (*Mallows' C_p*), el cual permite escoger, del conjunto de variables independientes, sólo aquellas que son estadísticamente significativas, evitando así la inclusión de variables que pudieran estar correlacionadas. Es importante tener en cuenta que la inclusión de un número excesivo de regresores en un modelo de regresión múltiple puede conducir al fenómeno de la colinealidad. Esto sucede porque las variables supuestamente independientes acaban teniendo efectos que se encuentran en realidad correlacionados y no pueden ser estimados separadamente. El método C_p de Mallows evita precisamente esto (Harrell, 2001, Draper y Smith, 1981). Siendo p los regresores seleccionados de un grupo de k regresores, el C_p de Mallows se define como:

$$\sum (y - y_p)^2 / s^2 - n + 2p,$$

donde y_p es el valor predicho de y a partir de p regresores, s^2 es el denominado *residual mean square* después de la regresión sobre el grupo completo k , y n es el tamaño de la muestra.

Una vez obtenido el conjunto de predictores, el modelo de regresión múltiple es aplicado sobre el conjunto de puntos. La bondad del ajuste queda indicada por el coeficiente de determinación R^2 . Tal y como ocurre con cualquier modelo, uno de los aspectos ineludibles en la utilización de modelos de regresión múltiple es la fase de validación del propio modelo. La validación se hace normalmente separando dos subconjuntos de puntos repartidos aleatoriamente, uno de los cuales se destina al ajuste del modelo de regresión múltiple, mientras que el otro lo valida. Sobre la diferencia entre los valores predichos por el modelo y los observados en los puntos de test se calcula el RMSE (*Root Mean Square Error*). Siguiendo esta aproximación, se ha validado el modelo determinando dos subconjuntos de puntos aleatorios, separados según una relación 60% (ajuste) – 40% (test). Después de repetir este procedimiento tres veces, variándose los puntos que entran aleatoriamente en cada subgrupo, se ha observado

una fluctuación considerable en los valores de RMSE obtenidos. En consecuencia, se ha optado por recurrir a un segundo método de validación, el *jackknife* (Lachenbruch, 1967, Efron, 1982, Sokal y Rohlf, 1997). Ambos métodos de determinación del RMSE quedan representados en la Figura 3. El *jackknifing* consiste en la división sucesiva de la muestra en subgrupos que incluyan todas las observaciones excepto una ($n-y$). Este único punto aislado, distinto cada vez que se divide la muestra, valida sucesivamente el modelo construido sobre el resto de puntos. De nuevo, se calcula el RMSE a partir de la diferencia entre los valores predichos por el modelo y los observados en estos puntos aislados.

Por último, el modelo final se construye sobre todo el conjunto de datos, es decir, sobre el 100% de la muestra, previa selección de regresores con C_p de Mallows.

5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1.- Clasificación de Prados y Pastos

Tal y como quedó indicado en el punto 4.1, los resultados obtenidos en las diferentes pruebas de la clasificación se evalúan a partir de la construcción de matrices de confusión. De entre todas las prue-

bas realizadas, el mapa final clasificado (Figura 4) ha obtenido unos resultados muy buenos tal y como indica el acierto global (89.1% de acierto global y 92% de acierto global de los píxeles clasificados, valor que aumenta cuando se pondera en relación a la superficie) y un valor alto en el índice Kappa (igual a 0.9). Este último valor permite cuantificar el ajuste entre los resultados de la clasificación y las áreas verdad-terreno. La Tabla 2 muestra la matriz de confusión para el mapa final y, con ella, los principales errores de comisión y omisión cometidos. La diagonal de la matriz muestra los aciertos, mientras que el resto de elementos son cruzamientos no coincidentes entre la capa evaluada y la capa verdad-terreno. En general se observa cómo los errores de comisión más significativos se encuentran en las categorías correspondientes a prados de siega, mucho más difíciles de diferenciar entre sí que los pastos. Por su parte, el mayor error de omisión corresponde a los pastos montanos, al coincidir las áreas verdad-terreno con píxeles que el clasificador ha considerado como pertenecientes a otras categorías, básicamente prados de secano o zonas No-Data (píxeles no clasificados).

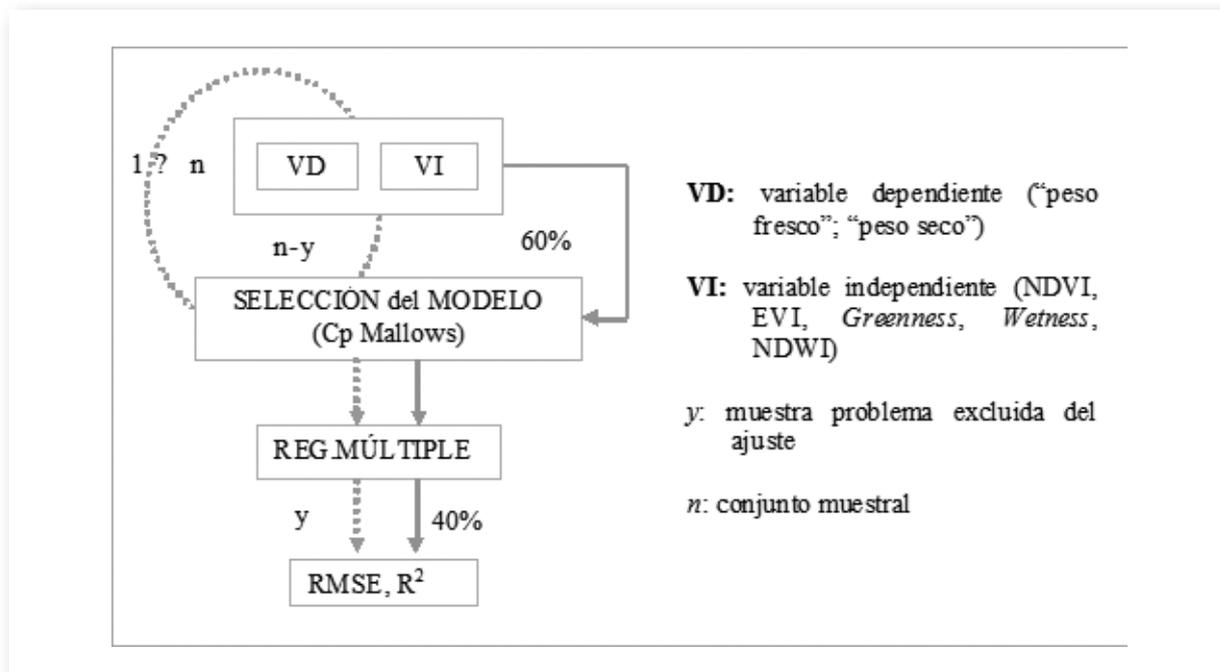


Figura 3.- Métodos utilizados en el cálculo del RMSE para el modelo de regresión múltiple: subconjuntos aleatorios 60-40% (línea continua) y *jackknife* (línea discontinua)

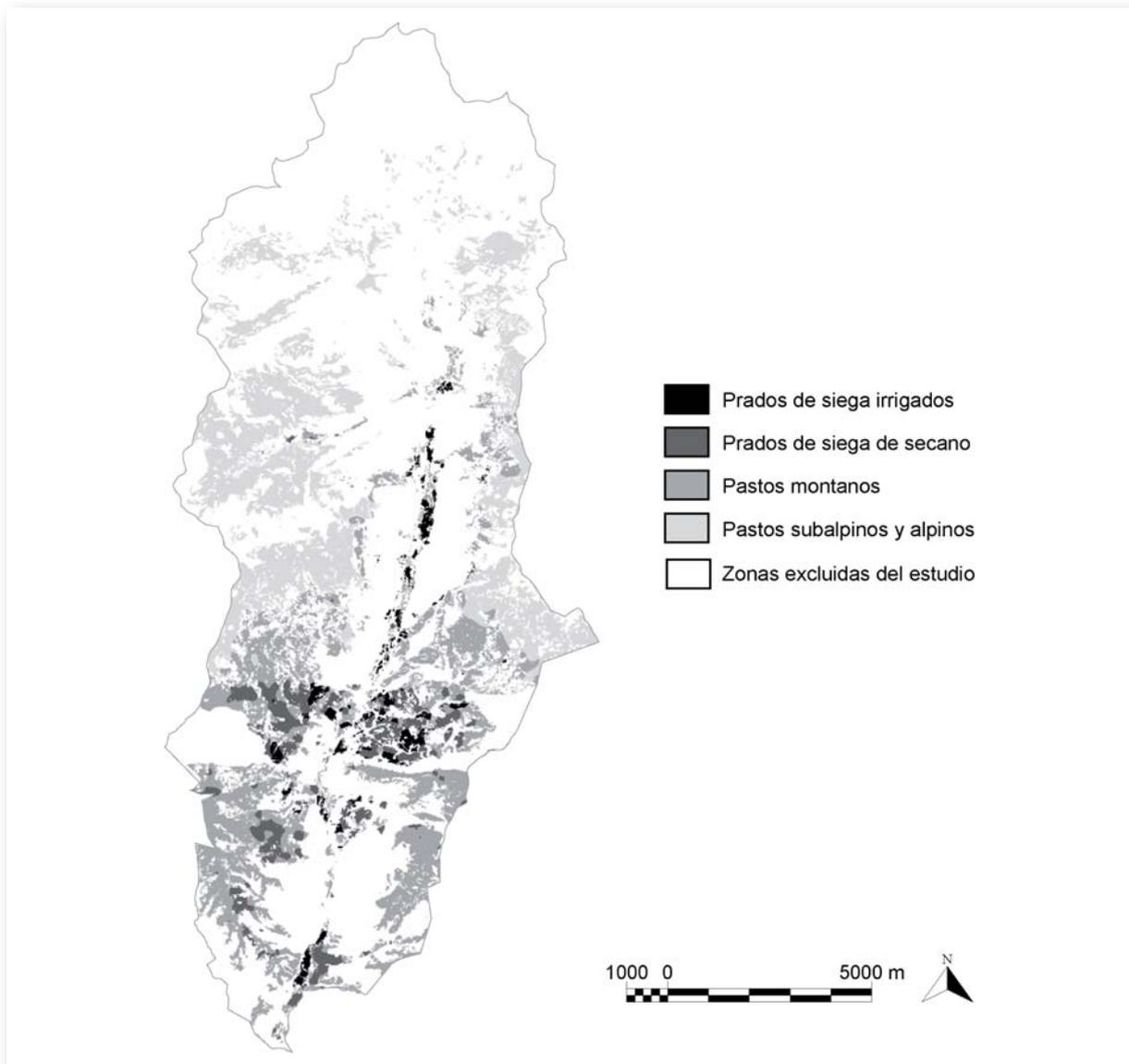


Figura 4.- Resultados de la clasificación mixta: mapa de prados y pastos

	1	2	3	4	Total	Error de comisión (%)
0	0	11	19	24	54	
1	130	24	8	0	162	19.8
2	0	314	43	0	357	12.0
3	0	12	261	3	276	5.4
4	0	0	4	510	514	0.8
Total	130	361	335	537	1363	
Error de omisión (%)	0	13.0	22.1	5.0		

0: NODATA (no clasificados)
 1: Prados de siega irrigados
 2: Prados de siega de secano
 3: Pastos montanos
 4: Pastos subalpinos y alpinos

Tabla 2.- Matriz de confusión para el mapa clasificado final: test de los datos a evaluar (filas) con los datos verdadero (columnas)

	Peso fresco				Peso seco			
	R ²	RMSE	Promedio observado	RMSE/promedio	R ²	RMSE	Promedio observado	RMSE/promedio
12-06-08	0.33	262	554	0.47	0.38	30	98	0.31
28-06-08	0.76	219	626	0.35	0.63	50	163	0.31
15-08-08	0.40	199	409	0.49	0.21	36	111	0.33
31-08-08	0.90	173	556	0.31	0.68	60	165	0.37

Tabla 3.- Matriz de confusión para el mapa clasificado final: test de los datos a evaluar (filas) con los datos verdad-terreno (columnas)

5.2.- Análisis Estadístico: Cartografía de la Producción de Biomasa

Los resultados del análisis estadístico que se muestran a continuación corresponden a cuatro de las 7 imágenes adquiridas, concretamente a los días 06-06, 28-06, 15-08 y 31-08 de 2008. La Tabla 3 muestra, en primer lugar, los resultados del modelo de regresión final (R^2) entre las variables muestreadas en el campo y el conjunto de regresores seleccionados por la C_p de Mallows, aplicando el procedimiento *jackknife*, es decir, el promedio de los valores de R^2 obtenidos en cada uno de los pasos que lo componen. A continuación, la misma tabla agrupa los resultados obtenidos para el cálculo del RMSE a partir del método *jackknife* para cada una de las variables recogidas en las campañas de campo realizadas. Para que la dimensión del error sea más entendedora y para poder comparar ambas variables, se ha incluido una columna con el valor promedio del peso observado sobre el terreno para cada variable. La relación entre el RMSE y el peso medio observado es así utilizada a modo de indicación de la magnitud del error cometido.

El primer punto interesante es la variación en los coeficientes de determinación a lo largo del periodo estudiado. Tanto para la variable "peso fresco" como para el "peso seco", la bondad del ajuste es perceptiblemente mejor para los días 28-06 y 31-08, consiguiéndose este último día el mejor ajuste: 0.90 en el caso del "peso fresco" y 0.68 para el "peso seco". Las dos campañas restantes, 12-05 y 15-08, muestran valores de R^2 menores en ambas variables: 0.33 y 0.40 para el "peso fresco" y 0.38, 0.21 para el "peso seco". Esta diferencia en los resultados obtenidos podría deberse a la variación en las condiciones de crecimiento de las plantas. La segunda y la cuarta campaña, de mejores resultados, coincidieron con

el inicio de la primera y la segunda siega respectivamente, las cuales suelen llevarse a cabo cuando la producción de biomasa de parte de las especies ha llegado a una fase de estancamiento. A partir de entonces sólo es posible segar por segunda vez aquellos prados dotados de un sistema de regadío, mientras que en el resto, la hierba crece muy lentamente o se seca. Es precisamente la ocurrencia de las dos siegas (dentro de un ciclo vegetativo corto y muy dependiente de las condiciones climáticas) lo que contribuye en mayor medida al gran dinamismo de estos sistemas agrarios, y el hecho que impulsa la necesidad de realizar un seguimiento temporal mucho más exhaustivo, hasta dar con el momento óptimo en que la recogida de muestras dará lugar a resultados óptimos. Trabajos como los de Friendl *et al.* (1994) ponían de manifiesto la dificultad de obtener mapas precisos de un fenómeno tan variable como la producción de biomasa herbácea, basados en un número limitado de observaciones en el campo. Unos años antes, Dyer *et al.* (1991) alertaban sobre la limitación que la teledetección suponía para el estudio de formaciones herbáceas muy dinámicas, en tanto sólo ofrecían una instantánea que no recogía dicha variabilidad. En nuestro caso, se ha invertido un esfuerzo considerable para recoger tal variabilidad, asegurando una exhaustividad temporal que no comprometiera la resolución espacial, mediante la utilización de una serie lo más completa posible de imágenes Landsat-5. Estudios como el de Al-Bakri *et al.* (2003), realizados con AVHRR de NOAA consiguen una resolución temporal mayor y buenos resultados (con valores de R^2 igual a 0.75 cuando se ponen en relación la biomasa y el NDVI) pero, tengámoslo en cuenta, se centran en áreas mucho más extensas y uniformes (en este caso el Sahel). Por su parte, Todd *et al.* (1998) utilizan una única imagen de Landsat 5-TM de la estepa semiárida norteamericana (Colorado) para analizar la correlación en función de

la gestión de los prados, obteniendo resultados significativos sólo si éstos han sido apacentados ($R^2=0.66$ para el NDVI; $R^2=0.62$ para el WI - *Water Index*). Son numerosos los estudios realizados sobre zonas extensas, relativamente uniformes y llanas, pudiéndose señalar, además de los ya citados, los trabajos de Hill *et al.* (2004) en Australia occidental, Paruelo *et al.* (1997) en la zona central de los EEUU o Piñeiro *et al.* (2006) en la Pampa argentina. Y queda patente el predominio del NDVI como variable explicativa, probándose en pocas ocasiones otros índices de vegetación (o humedad) como en el caso del trabajo presentado. En cuanto a las zonas de montaña, donde las cubiertas herbáceas se asocian a un gran dinamismo (a lo largo de ciclos temporales breves) y a una alta variabilidad, y a pesar de su importancia en la pervivencia de las economías agrarias locales, son pocos los trabajos que empleen, como éste, el uso de la teledetección y la recogida de datos *in situ*. Cabría citar a Schino *et al.* (2003), quienes estudian la producción de biomasa en las zonas de pasto del centro de Italia, pero no en las zonas de prados, utilizando imágenes Landsat-5 TM y realizando únicamente dos campañas por período estival. Estos autores encuentran variaciones significativas entre biomasa y NDVI en función del mes del año, obteniendo resultados que varían entre un $R^2= 0.32$ del mes de junio y un $R^2=0.04$ en el mes de septiembre. Aunque se incorporan en el análisis otros índices, Schino *et al.*

lo hacen siempre a través de regresiones simples y no múltiples, las cuales han conllevado en nuestro caso la obtención de mejores resultados.

A partir de los resultados obtenidos, se han elaborado los mapas de biomasa en base a las variables “peso fresco” y “peso seco”. Se ha considerado más correcta la expresión de la biomasa en kg de materia seca por unidad de superficie. La razón quedaba ya señalada en la introducción de este trabajo: el peso fresco resulta una expresión muy variable, en cuanto se halla muy sujeta a las condiciones ambientales presentes en el momento de la recolección. La figura 5 muestra un zoom sobre la zona central del valle para cada uno de los cuatro mapas de biomasa elaborados, expresados en kg de biomasa seca/píxel. Como ya se había mencionado anteriormente, los pastos de alta montaña (subalpinos y alpinos) han quedado excluidos del estudio al no ajustarse a las posibilidades del muestreo de campo.

Tal y como quedó apuntado en el apartado metodológico (punto 4.4. “Análisis estadístico”), se optó por emplear la aproximación *jackknife* en la determinación del RMSE dada la alta fluctuación en los valores de RMSE obtenidos mediante la determinación aleatoria de subconjuntos (40% de los puntos) con los que validar el modelo. Este hecho demuestra la sensibilidad del modelo al tamaño

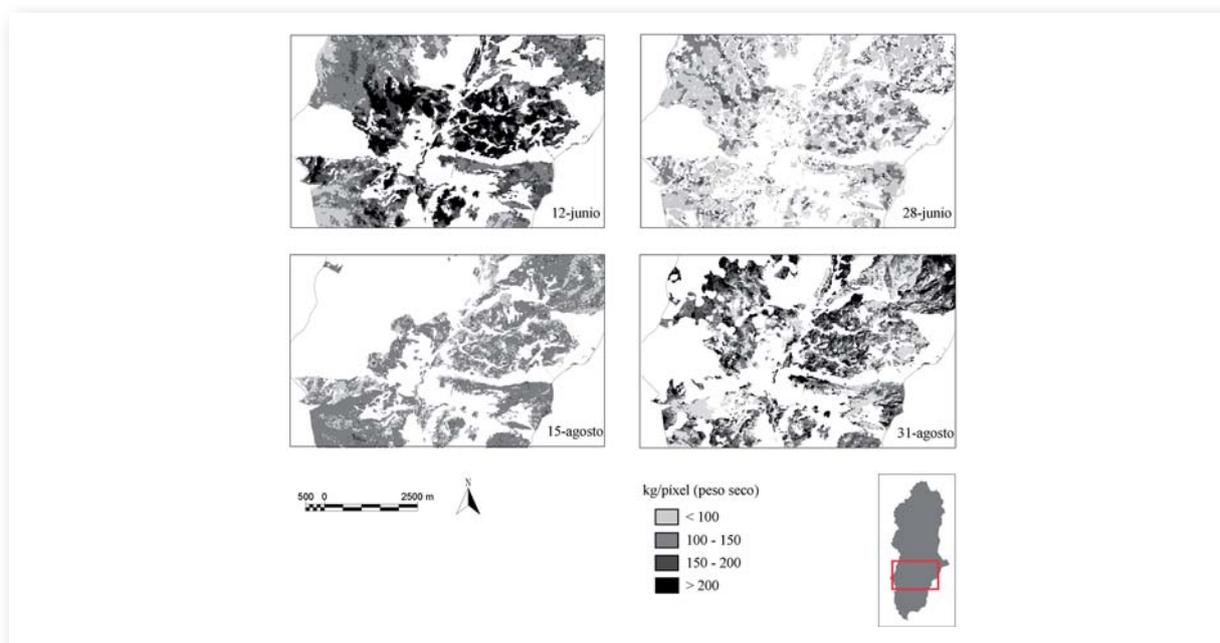


Figura 5.- Detalle de los mapas de biomasa elaborados sobre la variable “peso seco” para las imágenes utilizadas terreno (columnas)

de la muestra, que se añade a los efectos de la alta variabilidad y dinamismo del fenómeno estudiado. La Tabla 3 muestra los resultados de RMSE obtenidos mediante *jackknifing*. Puede observarse cómo la variable “peso seco” muestra un error menor en comparación con el “peso fresco”, ya que su relación respecto al peso promedio observado en el campo es menor en todas las campañas, con excepción de la última. El resultado más bajo corresponde a la campaña del 15-08 para la variable “peso fresco”, obteniéndose un alto RMSE en relación con el promedio observado en el campo (un RMSE de 199 kg/píxel y una relación del 0.49 respecto al promedio).

Finalmente, la Tabla 4 agrupa los resultados del modelo de regresión final, construido con el 100% de los datos, entre las variables muestreadas en el campo y el conjunto de regresores seleccionados por la C_p de Mallows. Un aspecto a destacar es la presencia del NDVI en todos los casos que consiguen un buen ajuste para ambas variables (fresco y seco) o, visto desde otra perspectiva, la ausencia de dicho índice como variable explicativa en los modelos que consiguen un peor ajuste.

6.- CONCLUSIONES

Los tipos principales de prados y pastos, cuya producción herbácea es de vital importancia para el sector primario en la Vall Fosca (Pirineo leridano), han sido clasificados satisfactoriamente, con un

acierto global del 89.1% y un valor del índice Kappa igual a 0.9. Sobre las zonas clasificadas, y en base a la disponibilidad de una serie temporal continua de imágenes Landsat-5 TM, con correspondencia de datos recogidos sobre el terreno, se han obtenido mapas de producción de biomasa correspondientes a cuatro campañas de muestreo. Los resultados obtenidos en la regresión múltiple son significativos en el caso de las variables de la segunda y cuarta campaña de muestreo (anteriores a la primera y segunda siega, respectivamente), con valores de $R^2= 0.76$ para el peso fresco y $R^2=0.63$ para el peso seco en la imagen del 28-06; $R^2=0.90$ (peso fresco) y $R^2=0.68$ (peso seco) para la imagen del 31-08. A ellos corresponden los siguientes valores de RMSE: 219 kg/píxel para el peso fresco y 50 kg/píxel para el peso seco en la imagen del 28-06; 173 kg/píxel (peso fresco) y 60 kg/píxel (peso seco) para la imagen del 31-08. Estas variaciones se encuentran sin duda relacionadas con el alto dinamismo del sistema y con el efecto de las condiciones ambientales. El hecho de haber emprendido un muestreo exhaustivo en el tiempo (como respuesta al dinamismo) y de haber realizado un análisis estadístico más completo, al haberse utilizado más variables independientes junto al selector previo de modelos, ha permitido la obtención de buenos resultados, mejorando los resultados de estudios similares encontrados en la bibliografía. Las variables explicativas incluidas en el modelo (seleccionadas con C_p de Mallows) han ido variando de campaña en campaña, quedando incluido el índice

Peso Fresco		
	Variables que entran en el modelo	Ecuación
12-06-08	<i>Greenness</i>	$-126.58 + 0.22 * Greenness$
28-06-08	NDVI, <i>Wetness</i>	$5848.93 - 7437.35 * NDVI + 1.41 * Wetness$
15-08-08	EVI	$-88.77 + 539.39 * EVI$
31-08-08	NDVI, <i>Greenness</i> , <i>Wetness</i>	$175.7 - 2226.41 * NDVI + 0.85 * Greenness - 0.42 * Wetness$
Peso Seco		
	Variables que entran en el modelo	Ecuación
12-06-08	<i>Wetness</i>	$62.013 + 0.056 * Wetness$
28-06-08	NDVI, <i>Wetness</i>	$1152.404 - 1387.743 * NDVI + 0.238 * Wetness$
15-08-08	<i>Greenness</i> , EVI	$206.767 + 0.090 * Greenness - 374.048 * EVI$
31-08-08	NDVI, EVI	$329.71 - 1054.88 * NDVI + 780.96 * EVI$

Tabla 4.- Resultados de la regresión múltiple con el selector de modelos C_p de Mallows y el 100% de los puntos: variables y expresión matemática.

NDVI sólo en aquellas campañas que han obtenido un grado de correlación significativo (28-06; 31-08). También queda patente, a partir de los resultados obtenidos, la sensibilidad de los modelos de regresión al tamaño de la muestra, así como los efectos de la alta variabilidad del fenómeno objeto de estudio.

Finalmente, el análisis ulterior de nuevos datos recogidos en una campaña posterior, en 2009, aportará con toda probabilidad una visión más clara sobre cómo se modelizan las variables estudiadas, ya que se incluirán la temperatura de la superficie terrestre (TST), la fracción de la radiación fotosintéticamente activa (fPAR) y el índice LAI (*Leaf Area Index*), en la cartografía de la biomasa.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación ha sido desarrollado en el marco del proyecto *El desarrollo local sostenible de las zonas de montaña en el umbral entre el abandono del territorio y la naturbanización* (SEJ2006-04009/GE0G), financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, y ha sido posible gracias al Programa de Becas de Formación de Profesorado Universitario (FPU) del Ministerio de Educación y a las ayudas de la Generalitat de Catalunya para el *Grup de Recerca de Geografia Aplicada*. Los autores de este trabajo agradecen al Dr. Xavier Pons Fernández la predisposición a la discusión y sugerencias en cuestiones metodológicas.

BIBLIOGRAFÍA

Al-Bakri, J. T. y Taylor, J.C. (2003). Application of NOAA AVHRR for monitoring vegetation conditions and biomass in Jordan. *Journal of Arid Environments*: 54, 579-593

Barrachina, M. (2007). La Transformació d'un paisatge ramader. El cas de la Vall Fosca (Pallars Jussà) 1956/57-2003. Memoria de Investigación inédita. Departament de Geografia. Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Universitat Autònoma de Barcelona.

Beltran, O. e I. Vaccaro (2007). El paisaje del Pallars Sobirà: pastores, centrales hidroeléctricas y estaciones de esquí. *Ecología política de los Pirineos. Estado, Historia y Paisaje*. (O. Beltran e I. Vaccaro, Eds.). Tremp, Garsineu Edicions: 139-156.

Cea, C.; Cristóbal, J. y Pons, X. (2005). Mejoras en la detección semiautomática de nubes y sombras en imágenes Landsat. XI Congreso Nacional de Teledetección. (M. Arbelo, A. González, J.C. Pérez, Eds.). Tenerife: 359-362.

Chocarro, C. y Reiné, R. (2008). El cultivo de los prados en el Pirineo. *Pastos del Pirineo*. (F. Fillat, R. García-González, D. Gómez, R. Reiné, Eds.). Madrid, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Premios Félix de Azara. Diputación de Huesca: 141-158.

Crist, E. P. y Cicone, R.C. (1984). A physically-based transformation of Thematic Mapper data. The TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*: 256-263.

Chuvieco, E. (2006). *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*. Barcelona, Ariel.

Draper, N. y Smith, H. (1981). *Applied regression analysis* (2a ed.). Wiley series in probability and mathematical statistics. New York, John Wiley & Sons.

Dyer, M. I.; Turner, C. L. y Seastedt, T. R. (1991). Remote sensing measurements of production processes in grazinglands: the need for new methodologies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*: 34, 495-505

Efron, B. (1982). The jackknife, the bootstrap, and other resampling plans. *Society of Industrial and Applied Mathematics CBMS-NSF Monographs*, 38.

Ferrer, C.; San Miguel, A. y Olea, N. (2001). Nomenclator básico de pastos de España. *Pastos*: 31, 7-44.

Friendl, M. A.; Michaelsen, J.; Davis, F.W.; Walker, H. y Schimel, D. S. (1994). Estimating grassland biomass and leaf area index using ground and satellite data. *International Journal of Remote Sensing*: 15, 1401-1420.

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.

Gao, J. (2006). Quantification of grassland properties: how it can benefit from geoinformatic technologies? *International Journal of Remote Sensing*: 27, 1351-1365.

- Gómez, D. (2008a). Métodos para el estudio de los pastos, su caracterización ecológica y valoración. Pastos del Pirineo. (F. Fillat, R. García-González, D. Gómez, R. Reiné, Eds.). Madrid, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Premios Félix de Azara. Diputación de Huesca: 75-110.
- Gómez, D. (2008b). Aspectos ecológicos de los pastos. Pastos del Pirineo. (F. Fillat, R. García-González, D. Gómez, R. Reiné, Eds.). Madrid, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Premios Félix de Azara. Diputación de Huesca: 61-74.
- Harrell, F. E. (2001). Regression Modeling Strategies. With applications to linear models, logistic regression models and survival analysis. New York, Springer.
- Hill, M. J.; Donald, G.E.; Hyder, M. W. y Smith, R.C.G. (2004). Estimation of pasture growth rate in the south west of Western Australia from AVHRR NDVI and climate data. Remote Sensing of Environment: 93, 528-545
- Huete, A.; Didan, K. y Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., Ferreira, L.G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Environment 83: 195-213.
- Idescat (2008a). Estadística básica territorial: La Torre de Cabdella. Barcelona, Institut d'Estadística de Catalunya.
- Idescat (2008b). Cens agrari i Enquesta sobre l'estructura de les explotacions agràries: la Torre de Cabdella. Barcelona, Institut d'Estadística de Catalunya.
- Kauth, R.J. y Thomas, G.S. (1976). The Tasseled Cap. A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data. Purdue: 41-51.
- Lachenbruch, P.A. (1967). An almost unbiased method of obtaining confidence intervals for the probability of missclassification in discriminant analysis. Biometrics 23: 639-645.
- Molinillo, M.; Lasanta, T. y García-Ruiz, J.M. (1997). Managing mountainous degraded landscapes after farmland abandonment in the Central Spanish Pyrenees. Environmental Management 21: 587-598.
- Mottet, A.; Ladet, S.; Coqué, N. y Gibon, A. (2006). Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscape: a case study in the Pyrenees. Agriculture, Ecosystems and Environment 114: 296-310.
- Paurel, J. M.; Epstein, H. E.; Lauenroth, W. K. y Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. Ecology: 78(3), 953-958
- Pickup, G.; Chewings, V. H. y Nelson, D. J. (1993). Estimating changes in vegetation cover over time in arid rangelands using Landsat MSS data. Remote Sensing of Environment 43: 243-263.
- Palà, V. y Pons, X. (1995). Incorporation of relief into geometric corrections, based on polynomials. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 61: 935-944.
- Piñeiro, G.; Oesterheld, M. y Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems: 9, 357-373
- Pons, X. (2004). Pons, X. (2004) "MiraMon. Sistema d'Informació Geogràfica i software de Teledetecció" Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREA. Bellaterra. ISBN: 84-931323-4-9
- Pons, X. y Solé-Sugrañes, L. (1994). A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. Remote Sensing of Environment 48: 191-204.
- Pons, X.; Moré, G. y Serra, P. (2005). Clasificador para series de imágenes destinadas a la obtención de mapas detallados de vegetación y cultivos. XI Congreso Nacional de Teledetección. Puerto de la Cruz, Tenerife: 69-72
- Puigdefábregas, J. y Fillat, F. (1986). Ecological adaptations of traditional land uses in the Spanish Pyrenees. Mountain, Research and Development 6: 63-72.
- Purevdorj, T.; Tateishi, R.; Ishiyama, T. y Honda, Y. (1998). Relationship between percent vegetation cover and vegetation indices. International Journal of Remote Sensing 19: 3519-3535.
- Rouse, J.W.; Haas, R.H.; Schell, J.A. y Deering, D.W. (1973). Monitoring Vegetation Systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351. Washington D.C: 309-317.

Todd, S. W.; Hoffer, R. M. y Milchunas, D. G. (1998). Biomass estimation on grazed and ungrazed rangeland using spectral indices. *International Journal of Remote Sensing* 19: 427-438

Serra, P.; Pons, X. y Saurí, D. (2003). Post-classification change detection with data from different sensors : some accuracy considerations. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 3311-3340

Schino, G.; Borfecchina, F.; De Cecco, L.; Dibari, C.; Iannetta, M.; Martini, S. y Pedrotti, F. (2003). Satellite estimate of grass biomass in a mountainous range in central Italy. *Agroforestry Systems* 59: 157-162

Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. (1997). *Biometry*. New York, W.H. Freeman and Company.

StatSoft, Inc. (2001). STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.

Vicente Serrano, S.; Lasanta Martínez, T. y Cuadras Prats, J.M. (2000). Influencia de la ganadería en la evolución del riesgo de incendio en función de la vegetación en un área de montaña: el ejemplo del Valle de Borau (Pirineo Aragonés). *Geographicalia* 38: 33-57

Zha, Y.; Gao, J. y Zhang, Y. (2005). Grassland productivity in an alpine environment in response to climate change. *Area* Vol. 37 No. 3: 332-340

