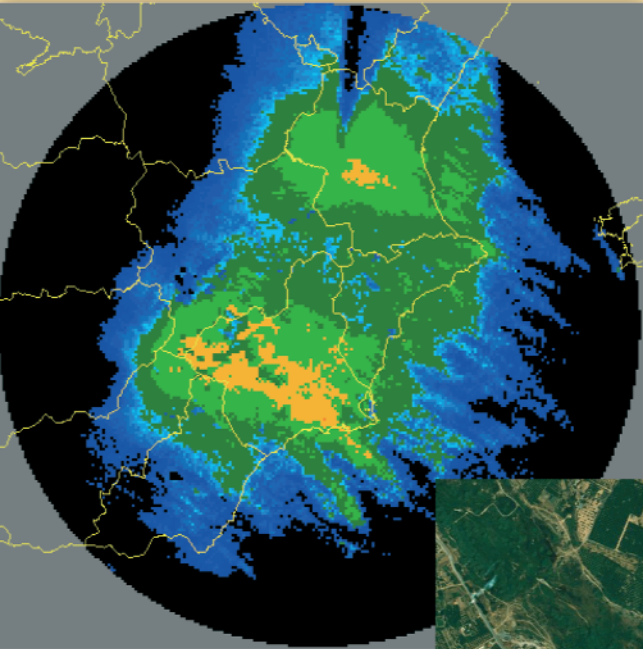




Territorio y Medio Ambiente

Métodos Cuantitativos y Técnicas de Información Geográfica



$$\zeta = \int_0^Y \epsilon_B / \epsilon_L + dY$$

$$q_{bv} = \frac{12,9}{\gamma_s \sqrt{\rho}} (\tau_0 - \tau_c)^{1,5}$$

Editado por
C. Conesa García y J. B. Martínez Guevara

Publican



UNIVERSIDAD DE MURCIA
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA

Grupo de Métodos Cuantitativos,
Sistemas de Información Geográfica
y Teledetección



AGE
Asociación de Geógrafos Españoles

Territorio y Medio Ambiente:

Métodos Cuantitativos y Técnicas de Información Geográfica

Editores:

Carmelo Conesa García

Juan Bautista Martínez Guevara

Aportaciones al “XI Congreso de Métodos Cuantitativos, SIG y Teledetección”
celebrado en Murcia, 20-23 de septiembre, 2004.

Comité Científico:

Vicente Caselles Miralles (Universidad de Valencia), Francisco Calvo García-Tornel (Universidad de Murcia), Carmelo Conesa García (Universidad de Murcia), Emilio Chuvieco Salinero (Universidad de Alcalá), Juan de la Riva Fernández (Universidad de Zaragoza), Francesc Gallart Gallego (Instituto Jaume Almera, C.S.I.C., Barcelona), Michael Gould (Universidad Jaume I), José Luis Gurría Gascón (Universidad de Extremadura), Xavier Pons Fernández (Universidad Autónoma de Barcelona), Francisco López Bermúdez (Universidad de Murcia), Antoni Francesc Tulla Pujol (Universidad Autónoma de Barcelona).

Comité Organizador:

Presidente: Carmelo Conesa García, Secretaria: Yolanda Álvarez Rogel, Vocales: Francisco Alonso Sarría (coordinación cursos), Juan Bautista Martínez Guevara (diseño Web), M^a Luz Tudela Serrano, Mariano Vicente Albadalejo, Pedro Pérez Cutillas (stands), Juan Pablo Caballero Corbalán, Carmen Granell Pérez (apoyo secretaría) y Abelardo López Palacios (servicio telemático).

Grupo de Métodos Cuantitativos,
Sistemas de Información Geográfica
y Teledetección



Asociación de Geógrafos Españoles



UNIVERSIDAD
DE MURCIA
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA

*Territorio y Medio Ambiente:
Métodos Cuantitativos y Técnicas de Información Geográfica*
Editado por C. Conesa García y J.B. Martínez Guevara

Publicado por:



Región de Murcia
Consejería de Medio Ambiente y
Ordenación del Territorio
Dirección General de
Ordenación del Territorio y Costas



Región de Murcia
Consejería de Medio Ambiente y
Ordenación del Territorio
Dirección General de Medio Natural



Región de Murcia
Consejería de Economía, Industria e
Innovación
Dirección General de Ciencia, Tecnología y
Sociedad de la Información



Región de Murcia
Consejería de Presidencia
Dirección General de Protección Civil



**UNIVERSIDAD
DE MURCIA**
SERVICIO DE PUBLICACIONES

Derechos reservados para todos los países

No se permite la reproducción total o parcial de este libro, ni la compilación en un sistema informático, ni la transmisión en cualquier forma o por cualquier medio, ya sea electrónico, mecánico, por fotocopia, por registro o por otros medios, presentes y futuros, ni el préstamo, alquiler o cualquier otra forma de cesión del uso del ejemplar, sin el permiso previo y por escrito de los titulares del Copyright.

© Grupo de Métodos Cuantitativos, SIG y Teledetección de la Asociación de Geógrafos Españoles y Departamento de Geografía, Universidad de Murcia.

ISBN: 84-8371-484-1
Depósito Legal: MU-1697-2004

Maquetación: Concepto, Edición y Diseño Gráfico, S.L.
Imprime: FG Graf, S.L.
fggraf@ono.com

Printed in Spain

Contenidos

Prólogo	9
Geoestadística y Medio Ambiente <i>W. Siabato y C. Yudego</i>	11
ISOMDE: Una nueva aproximación a la generación de modelos digitales del terreno <i>X. Pons, C. Dalmases, L. Pesquer, A. Marcer y J. Masó</i>	27
Las pendientes naturales en macizos rocosos del sur de la provincia de Granada <i>T. Fernández del Castillo, C. Irigaray Fernández, R. El Hamdouni y J. Chacón Montero</i>	39
Aplicación del SMR para la evaluación de la estabilidad de taludes rocosos mediante un Sistema de Información Geográfica <i>M. Cano, R. Tomás, J. Delgado, J.C. Cañaveras, A. Estévez y J. A. Pina</i>	55
Efectos de los diques de corrección hidrológico-forestal en la competencia y estabilidad de corrientes efímeras. Aplicación a la cuenca de la rambla de la Torrecilla (Murcia) <i>C. Conesa García, F. Belmonte Serrato y R. García Lorenzo</i>	69
Desarrollo de un sistema basado en software abierto para el análisis de la utilidad de los diques de retención de sedimentos en la cuenca del Río Qui-par (Murcia) <i>F. Alonso Sarria, A. Romero Diaz y J.M. Quiñonero Rubio</i>	85
Cuantificación geomática de la dinámica en estructuras geomorfológicas <i>J. J. de Sanjosé Blasco, A. D. J. Atkinson Gordo, F. Salvador Franch y A. Gómez Ortiz</i>	97
Cálculos y técnicas SIG para la gestión del espacio costero. Determinación de zonas vulnerables en el Hemidelta Norte del Ebro a partir del cálculo del retroceso de la playa de La Marquesa <i>A. Crous i Bou, D. Varga i Linde y J. Pintó i Fusalba</i>	111

Análisis de la evolución de las tasas de erosión de suelos mediante SIG. Aplicación a la cuenca del barranco de Guinguada, Gran Canaria, Islas Canarias (1960-2002) <i>Y. Abadín Pérez, I. Pejenaute Alemán, L. Romero Martín, P. Ruiz Flaño, E. Pérez-Chacón Espino y A. Camarasa Belmonte</i>	127
Estudio de los efectos de la erosión en zonas de olivar en pendiente a partir de herramientas SIG <i>M.I. Ramos Galán, F.R. Feito Higuera y A.J. Gil Cruz</i>	139
Obtención de información cuantitativa sobre composición mineral del suelo a partir de datos de sensores remotos <i>Ll. Solé Sugrañes y A. Soriano</i>	151
Factores que controlan la humedad del suelo en una cuenca de campos abandonados del Pirineo Central <i>M.P. Errea</i>	165
Estimación de la humedad del suelo a partir de la señal de radar (<i>ERS-Scatterometer</i>): experiencia, resultados y aplicaciones en la Cuenca del Duero (España) <i>A. Ceballos Barbancho, J. Martínez Fernández, S. Casado Ledesma, C. Morán Tejada y V. Hernández Santana</i>	177
Aplicación del Krigeaje de indicatrices al análisis de cambios en la calidad del agua subterránea <i>M. Chica-Olmo, M.J. García-Soldado, I. Carpintero-Salvo y J.A. Luque-Espinar</i>	191
Caracterização hidroquímica das águas das nascentes do montanhão nos municípios de Treviso e Siderópolis (Estado de Santa Catarina - Brasil) <i>A. J. Back, A. S. Jornada Krebs, L. F. Siqueira, M. Brogni Pazzetto y L. Santos</i>	201
Espacialización de variables climáticas para la obtención de índices de aridez en el marco del Proyecto DESERTNET. Aplicación a Andalucía Oriental <i>M. Aguilar Alba, M. Corzo Toscano, E. Sánchez Rodríguez, J.M. Moreira Madueño y M. Rodríguez Surián</i>	215
Modelos de equilibrio clima-vegetación aplicados a la Península Ibérica <i>A. Lobo y J. L. González Rebollar</i>	229

- La irregularidad de formas como indicador del origen de los bosques: análisis cuantitativo mediante índices espaciales
M. A. Fernández Toledo y S. Saura Martínez de Toda 237
- Parámetros bioclimáticos, topográficos y litológicos del alcornoque (*Quercus Suber L.*) en la provincia de Huelva
P.J. Hidalgo, M. Patiño, M.A. Heras, J. Quijada, J.M. Marín, Y. Gil y M. Corzo 251
- Metodología para la definición de la distribución potencial de las especies vegetales en Castilla y León. Aplicación para *Quercus pyrenaica* y *Fagus sylvatica*
S. Hernández Navarro, J. Gil San Martín, V. Pando Fernández, R. San Millán Fernández, A. Gómez Milder y C. de Castro de la Cruz 269
- Un índice de pastoreo potencial y un índice de conservación de lagunas saladas, dos ejemplos prácticos de utilización del SIG en la construcción de índices ambientales
M^a A. Casterad, M^a A. Asensio, C. Castañeda e I. Casasús 277
- Aplicación de un sistema de evaluación multicriterio a la conservación de fauna silvestre mediante un SIG
J. García, R. Cadenas y M. A. Simón 289
- Ensayo de modelización retrospectiva del paisaje utilizando las técnicas de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo
M.T. Camacho Olmedo, A. Mulero Pérez, D. Naveros Santos y F. Salinas Sánchez 303
- Metodología de análisis de la transformación del paisaje de la Costa Brava: Evolución, diagnosis y prognosis
C. Martí Llambrich, J. Peña Llopis y J. Pintó Fusalba 317
- Nuevas técnicas para el estudio de los cambios en la ocupación del territorio: Aplicación en la ZEPA Encinares de los ríos Alberche y Cofio (Comunidad de Madrid)
R. Romero Calcerrada y J. Martínez Vega 329
- Análisis espacial conjunto de variables socioeconómicas y biofísicas como fuerzas inductoras de los cambios agrarios: problemas y posibles soluciones
P. Serra, X. Pons y D. Saurí 343

Aproximación geoestadística para la zonificación de un espacio urbano. Creación de una cubierta para un SIG <i>J. Chica Olmo, R. Cano Guervós, J.A. Hermoso Gutiérrez y M. Chica Olmo</i>	357
Anexo de figuras	369

Prólogo

El XI Congreso del GMCSIGT se ha propuesto como objetivo principal servir de foro de análisis y discusión sobre el desarrollo actual de aplicaciones de métodos cuantitativos, modelos espaciales, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección en el tratamiento de temas ambientales y del territorio. Dicha iniciativa ha supuesto la concurrencia de gran número de disciplinas relacionadas con el diagnóstico, planificación territorial, gestión ambiental, estudios regionales y locales, en los que los procesos de análisis e interpretación de la información geográfica juegan un papel fundamental.

Fruto de las aportaciones incluidas en la Primera Ponencia es el presente libro, *Territorio y Medio Ambiente: Métodos Cuantitativos y Técnicas de Información Geográfica*. En él convergen diversos enfoques, métodos y técnicas cuantitativas aplicados a análisis espaciales del medio biofísico y socioeconómico, que no hacen sino confirmar la visión multidisciplinar que actualmente preside este tipo de estudios.

El debate sobre la elección entre la investigación cualitativa y cuantitativa viene ofreciendo desde hace tiempo un panorama general de discusión con puntos de vista muchas veces irreconciliables. Sin embargo, ambos tipos de investigación no obedecen necesariamente a paradigmas diferentes y a menudo aparecen integrados para conseguir objetivos comunes. Por otra parte, la irrupción de los avances informáticos y de las nuevas tecnologías de información geográfica en los estudios territoriales y de medio ambiente ha reactivado la investigación cuantitativa dentro de estos ámbitos, al tiempo que ha extendido ampliamente el uso de modelos matemáticos complejos, antes limitados a unos pocos. Su gran capacidad para abordar el creciente volumen de información generada sobre tales temas y su indudable eficacia, ya demostrada, en tareas de análisis, gestión y planificación, han hecho de éstos una herramienta estrechamente vinculada a la cuantificación de procesos que operan en el territorio y afectan al medio ambiente.

En ocasiones, se identifican los métodos cuantitativos con las técnicas estadísticas, hecho que, dentro del campo de la Geografía y de las restantes ciencias ambientales, supone una importante restricción que no se corresponde con la realidad. Los métodos y técnicas cuantitativos en estas disciplinas incluyen, además del análisis estadístico de datos, las aproximaciones deductivas, el tratamiento analítico de encuestas, el desarrollo y aplicación de modelos conceptuales, empíricos y de simulación, los registros de observación estructurados, las técnicas de medición de formas y procesos, etc.. Visto así, el análisis cuantitativo de la información biofísica y socioeconómica está muy presente en la investigación de numerosas ramas del conocimiento geográfico (geomorfología, climatología, hidrología, geografía económica, de la población, del transporte,...) y, en general, de las Ciencias Ambientales.

Una buena opción en el tratamiento de la información geográfica inherente al estudio del territorio y del medio ambiente la constituye la Geoestadística. De los veinticinco trabajos

que componen este libro, tres aplican métodos geoestadísticos: uno, orientado a la predicción de tendencias de comportamiento en determinadas variables medioambientales, otro, basado en el kriging de indicatrices para el estudio de cambios espacio-temporales de la calidad del agua en acuíferos subterráneos, y el tercero, que combina la técnica multivariante del análisis de componentes principales y la teoría de las variables regionalizadas para establecer la zonificación de un espacio urbano.

En relación con el medio físico existe un importante bloque de trabajos: unos son estrictamente metodológicos (p.e. la propuesta de un nuevo método para la generación de MDTs, basado en un análisis geométrico vectorial, que utiliza diferentes ponderaciones y tipos de funciones según el entorno de cada punto). Otros abordan el cálculo de la estabilidad de las pendientes y taludes rocosos (p.e. 'pendiente de equilibrio' y datos analíticos de resistencia -RMS-), estiman la erosión, competencia y estabilidad de corrientes efímeras afectadas por proyectos de corrección hidrológico forestal, o la eficacia de los diques de retención de sedimentos en cuencas torrenciales semiáridas, en este último caso mediante un sistema de información con software abierto. Igualmente interesante, dentro de este bloque temático, figura un estudio cuantitativo geomático sobre la dinámica en estructuras geomorfológicas, así como diversas propuestas de cálculo de la erosión costera y de evolución de tasas de erosión del suelo en zonas sensibles a la desertificación (zonas de barrancos y plantaciones de olivos en pendiente). A continuación siguen tres trabajos que ofrecen una novedosa información cuantitativa sobre las características físicas y mineralógicas de los suelos de varios sectores españoles, utilizando para ello técnicas SIG y de Teledetección.

Un segundo bloque se halla integrado por aportaciones referentes a la obtención de índices de aridez, modelos de 'equilibrio clima-vegetación', índices espaciales para la identificación de tipos de bosques, ecuaciones de distribución potencial de especies vegetales, índices de pastoreo potencial e índices de conservación de lagunas saladas.

Las técnicas de evaluación multicriterio se aplican, mediante SIG, a estudios de conservación de fauna o en la modelización retrospectiva de unidades de paisaje. El paisaje es también objeto de otros análisis estadístico-espaciales. Su estructura y patrones de cambio espacio-temporales son definidos a partir de índices de ecología del paisaje muy diversos (de área, borde, forma, vecindad, diversidad, etc.) implementados en diferentes SIGs.

Y finalmente, cierra este grupo de aportaciones una, singularmente relevante, sobre el análisis espacial conjunto (regresión lineal multivariante, a escala municipal, y regresión logística multivariante, a escala de píxel) de variables biofísicas y socioeconómicas consideradas inducturas de cambios agrarios.

Se trata, en definitiva, de aplicaciones cuantitativas, metodológicamente útiles en la gestión medioambiental y del territorio, cuyos requerimientos de automatización, manejo de bases ingentes de datos, procesamiento rápido y resolución de algoritmos complejos, han hecho necesario involucrar, en muchos casos, a las nuevas tecnologías de información geográfica.

C. Conesa García

Geoestadística y Medio Ambiente

W. Siabato¹ y C. Yudego²

- (1) Doctorando en Ingeniería Informática. Programa Ingeniería del Software. Facultad de Informática, Universidad de Pontificia de Salamanca, Paseo Juan XXIII, 3 - 28040 Madrid.
- (2) Master en Sistemas de Información Geográfica (GIS), Facultad de Informática, Universidad de Pontificia de Salamanca, Paseo Juan XXIII, 3 - 28040 Madrid.

RESUMEN

Dentro de la disciplina de los métodos cuantitativos uno de los más utilizados es la Geoestadística, que por sus características intrínsecas para predicciones y simulaciones de fenómenos naturales y sus propiedades de control de errores heredadas de los métodos de interpolación estocásticos, se perfilan como una buena opción para el tratamiento de la información geográfica originada en estudios territoriales y de medio ambiente.

El objeto de este artículo es presentar los resultados de estudios realizados en la Península Valdés (Argentina) y Bogotá (Colombia) referentes a la reproducción del pingüino de Magallanes de la Estancia San Lorenzo y el comportamiento de gases contaminantes y material particulado en zonas urbanas.

Debido al objeto del estudio y la naturaleza de la muestra se plantea el tratamiento de este conjunto de datos desde el punto de vista geoestadístico, procesando los datos recolectados en campo y analizándolos a través de semivariogramas y otros métodos para obtener tendencias de comportamiento y correlación de datos de las variables analizadas.

Para el estudio realizado en la Península Valdés, se dividió la pingüinera en una red de puntos que distaban entre sí 50 metros, sobre cada uno de los cuales se trazó un área circular de 100 m² para contabilizar nidos activos. Se estimó el tamaño poblacional a partir de la media de densidades y del área total ocupada por la colonia, asumiendo que había una pareja de pingüinos reproductores en cada nido activo. Cada punto de muestreo, contiene también un censo de vegetación y una caracterización del tipo de suelo.

Para el estudio del comportamiento de polutantes, se tomaron las mediciones de estaciones atmosféricas y meteorológicas distribuidas a lo largo de Bogotá D.C. Se presenta un análisis enfocado al material particulado inferior a 10 micras PM₁₀ por el comportamiento de la muestra y por su influencia directa en la salud humana.

En ambos casos, se explican las características fundamentales de los modelos aplicados incluyendo descripciones teóricas y metodológicas, así como el modelado espacial de las variables estudiadas.

Palabras Clave: Pingüino, Nido activo, Censo, Calidad del aire, Distribución de gases contaminantes, Interpolación, Geoestadística, Península Valdés (Argentina), Bogotá (Colombia).

INTRODUCCIÓN

El uso de la geoestadística se ha venido diversificando cada vez más en múltiples áreas del saber, y sobre todo en aquéllas que tienen que ver con análisis de fenómenos y comportamientos relacionados con el medio ambiente o que relacionan algún tipo de componente espacial. Desde que en los años 60 el Doctor George Matheron, del “*Centre de Morphologie Mathématique*” en Fontainebleau (Francia), desarrollara una nueva rama de la estadística aplicada, a la que llamaría geoestadística, orientada hacia la explotación minera y fines geológicos en general (de allí el prefijo *geo*), la geoestadística ha pasado a ser una clase de técnicas usadas para analizar, estimar y predecir valores de una variable distribuida en el espacio o el tiempo.

Los múltiples usos en los que esta rama puede participar son ilimitados. Cualquier colección de datos geográficos puede tratarse a través de esta técnica. Tal y como lo describe *Environment System Research Institute –ESRI–* (2004), se pueden destacar entre otros los descritos a continuación.

En la antigua Unión Soviética, los meteorólogos y estadísticos desarrollaron a mediados de los años cincuenta del siglo pasado las bases de la rama actualmente conocida como geoestadística. Desde entonces el análisis de los datos atmosféricos continúa siendo una de las aplicaciones principales. También se usa ampliamente en la industria de la minería en las fases de los estudios de viabilidad para el control de la producción y esperanza de explotación. La industria del petróleo la utiliza con gran éxito para analizar los datos espaciales y la integración de los datos sísmicos con los datos de los pozos y estudiar las correlaciones entre las propiedades físicas y los atributos sísmicos.

La aplicación de la geoestadística a los problemas medioambientales proporciona modelos eficaces y consistentes de la variabilidad de los contaminantes atmosféricos, terrestres y marítimos. Se ha convertido también en un estándar para la estimación de la abundancia de peces en zonas de pesca y mar abierto. Es utilizada ampliamente en la construcción de mapas temáticos de las propiedades del suelo para su aplicación en agricultura de precisión. Un número creciente de agricultores en todo el mundo está usando esta rama de la ciencia para aumentar el rendimiento, mejorar las ganancias y reducir el impacto sobre el medio ambiente, valor agregado muy apreciado.

En resumen, la geoestadística proporciona un conjunto de técnicas dinámicas para ayudar a resolver tanto problemas espaciales como para el mejoramiento de la estimación de los valores

de temperatura, la evaluación de riesgos medioambientales, o la predicción de la existencia de cualquier elemento geofísico. Suministra también la posibilidad de realizar la exploración de datos espaciales, la identificación de sus anomalías, la evaluación de error en modelos de superficie de predicción y estimación estadística.

Como se puede apreciar, son muy variadas las aplicaciones que se le pueden dar a este tipo de técnicas en cada uno de los tres elementos que componen nuestro planeta. En este sentido, los trabajos expuestos a lo largo de este artículo describen el uso de la geoestadística aplicada a temas referentes al medio ambiente a través de una metodología desarrollada en el Centro de Investigación y Desarrollo Científico de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, y tiene por objeto, además de enseñar esta práctica y sencilla metodología, sensibilizar un poco a los lectores acerca del cuidado del medio ambiente y la protección de la fauna.

BREVES CONCEPTOS DE GEOESTADÍSTICA

La geoestadística es el *arte de modelizar datos espaciales*, una técnica estadística usada para la estimación, predicción y simulación de datos correlacionados espacialmente. Su importancia radica en que *permite describir la continuidad espacial de las variables* y estimar valores muy cercanos a los reales en puntos desconocidos.

A lo largo de su evolución se han identificado cuatro diferentes generaciones:

- *Lineal*: dedicada a la teoría de las funciones aleatorias.
- *No Lineal*: dedicada a aplicaciones mineras y la gran difusión de esta rama.
- *Tercera generación*: dedicada al desarrollo de los diferentes tipos de Kriging.
- *Cuarta generación*: la cual utiliza algoritmos Geoestadísticos a través de herramientas computacionales.

Para su análisis utiliza métodos exploratorios y de interpolación. Estos métodos requieren un conocimiento básico estadístico, pues cuando hay variación irregular en los datos, la muestra es representativa y/o la interpolación simple arroja resultados incoherentes con la realidad, los métodos geoestadísticos proporcionan estimaciones probabilísticas de la calidad de la interpolación. Paralelamente, proporcionan una herramienta (semivariogramas) que permite explorar y obtener una mejor comprensión de los datos. Además se tiene el control para crear las mejores estimaciones basadas en la información disponible, permitiendo la toma de mejores decisiones.

El método geoestadístico se basa en los supuestos de estacionariedad en la variable, hipótesis intrínseca y distribución de probabilidad en los datos. En caso de que la variable modelada se comporte como una distribución normal, el método será más exacto. La eficacia de este método depende de la uniformidad del área de estudio.

En general, se puede decir que los métodos geoestadísticos son mejores que la interpolación simple cuando hay una muestra representativa y depende también de la calidad de estimación que se requiera.

En este artículo se aplicará la metodología explicada a continuación a dos tipos de muestras completamente diferentes en su distribución espacial y se evidenciará, de esta forma, la relevancia de las muestras en el proceso de tratamiento de datos bajo los principios de la geoestadística.

ESQUEMA METODOLÓGICO PARA EL ANÁLISIS GEOESTADÍSTICO

Tal y como lo mencionan *Rangel et al.* (2003) para realizar un buen análisis geoestadístico se debe realizar un proceso *iterativo* para poder obtener resultados óptimos y confiables. En la Figura 1 se muestra el ciclo metodológico para realizar este tipo de análisis, el cual está basado en modelos estadísticos que incluyen auto-correlación y permiten realizar estimaciones de fenómenos. Según los mencionados autores, en general el esquema metodológico para un análisis geoestadístico se describe en los siguientes siete pasos:

Información básica. Se asume que antes de hacer el análisis geoestadístico, o cualquier otro tipo de análisis, se ha definido el problema o el fenómeno que se espera investigar; se debe tener claro cuáles son los puntos muestreados con los que se cuenta, puesto que son la base para realizar la estimación. Para realizar un buen análisis geoestadístico, se necesita utilizar una muestra representativa de la variable que se desea modelizar y adicionalmente, para observar el resultado obtenido, se recomienda tener una espacialización de la zona o lugar donde ocurre el fenómeno en estudio.

Selección de las variables. Al seleccionar las variables se debe escoger aquellas que tengan mayor influencia sobre el fenómeno, con un tamaño de muestra representativo, nunca inferior a diez.

Análisis exploratorio de los datos. Antes de aplicar Geoestadística como tal, se debe hacer una depuración inicial de los datos para evitar errores en los análisis. Por ejemplo se debe observar qué tipo de distribución tienen los datos, buscar si la muestra tiene alguna tendencia, si existen valores atípicos y decidir si deben incluirse o retirarse de la muestra, analizar la distribución espacial y los estadígrafos de los valores de la variable.

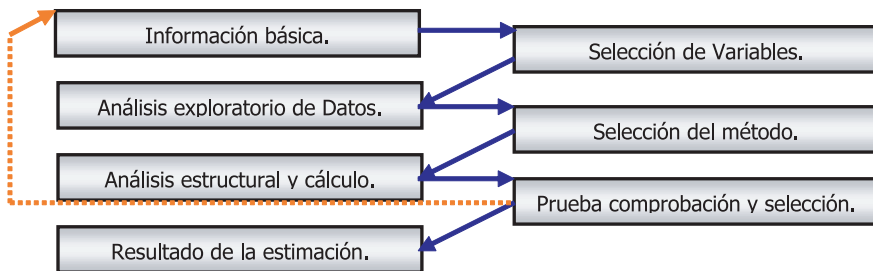


Figura 1. Diagrama resumen para la implementación del proceso geoestadístico.

Selección del método. Se escoge el método que se va a utilizar para hacer la interpolación, bien sea determinístico (Interpolación por Distancia Inversa, Interpolación por Distancia Inversa Cuadrada, Interpolación por el método de Shepard, Interpolación Polinomial, etc.) o estocástico (Kriging Ordinario, Simple, Universal, Residual, Indicador, Probabilístico, Log-normal, Disyuntivo, Bloques) y la variable en cuestión. Es de resaltar que se puede hacer el análisis individual o en conjunto para las variables dependiendo del método de análisis que se utilice, Kriging para análisis sencillos y Co-Kriging para análisis multivariable.

Análisis estructural y cálculo. Se calcula el variograma experimental utilizando una función de correlación espacial, bien sea de semivarianza o covarianza. De acuerdo a la nube de puntos generada en el semivariograma experimental se busca el modelo teórico (Esférico, Exponencial, Gaussiano o Potencial) que mejor se ajuste y se obtiene el modelado del semivariograma, se define el número y tamaño (se recomienda que el tamaño del Lag sea similar a la distancia promedio que existe entre la ubicación espacial de los datos) de los Lag que se van a utilizar en el modelo.

Se define si existe isotropía o anisotropía mediante el análisis del Semivariograma desde diferentes ángulos de referencia. Con base en la existencia o no de la autocorrelación direccional se debe definir la vecindad de análisis para cada uno de los datos y, posteriormente, se hace la verificación del error de predicción, la cual se puede realizar mediante validación cruzada, que usa todos los datos para predecir la autocorrelación del modelo. Para esto, basta con omitir un valor de la variable y predecir dicho valor con los demás datos, luego se compara la predicción y el valor medido de la variable. Este proceso se repite para cada uno de los valores muestreados. La pendiente de la recta generada con estos datos debe tender a uno.

Prueba, comprobación y selección. Se hacen diferentes ensayos para escoger el mejor método, ya sea determinístico o estocástico, y el mejor modelo geoestadístico; en la práctica es realizar los últimos dos pasos (4 y 5) tantas veces como sea necesario para encontrar el modelo que mejor se ajuste. Escoger el método más apropiado depende del tamaño de la muestra y la precisión que se desee obtener en la predicción. Similarmente, escoger el mejor modelo se fundamenta en seleccionar aquél cuyos errores de predicción sean mínimos. Si los resultados obtenidos en esta etapa no están dentro de parámetros especificados en el planteamiento del problema, se debe regresar al paso 1, es decir, mejorar la muestra y volver a realizar el ciclo de análisis.

Resultado de la estimación y salida final. Los resultados se pueden observar en tablas como las de la Validación Cruzada, Histogramas, QQPLOT (muestra los cuantiles de las diferencias entre los errores estandarizados y los cuantiles correspondientes de una distribución normal), análisis de tendencia, nubes de puntos del semivariograma o del covariograma, etc. y/o en mapas como los de predicción, probabilidad, predicción del error estándar y de cuantiles para cada uno de los anteriores pasos.

Este proceso se debe repetir para cada una de las variables que se deseen examinar dentro del análisis.

ANÁLISIS DE GASES CONTAMINANTES

Una descripción precisa y concreta de la contaminación es la impregnación del aire, el agua o el suelo con productos o sustancias que afectan a la salud del hombre, la calidad de vida o el funcionamiento natural de los ecosistemas.

En concreto, se entiende por contaminación atmosférica, la presencia en el aire de sustancias o formas de energía que impliquen riesgo, daño o molestia grave para las personas y bienes de cualquier naturaleza (que se ven afectados normalmente por la lluvia ácida).

En las grandes ciudades, la contaminación del aire se debe a los escapes de gases de los motores de explosión, a los aparatos domésticos de la calefacción y a las industrias (principalmente la de generación de electricidad) que liberan en la atmósfera gases, vapores o partículas sólidas capaces de mantenerse en suspensión, perjudicando la vida y la salud, tanto del ser humano como de animales y plantas.

Es importante que los habitantes de las grandes ciudades tomemos conciencia de que el ambiente es una necesidad primaria, indispensable para mantener una buena calidad de vida. Se debería, entonces, legislar sobre las sustancias que pueden ir a la atmósfera y la concentración que no debe superarse para así mantener un control y poder planificar con mayor control disminuyendo el riesgo.

El análisis de gases contaminantes en zonas urbanas que expone este trabajo, pretende servir como herramienta de control de las emisiones diarias y así ofrecer a las entidades competentes una herramienta que permita aplicar la legislación ambiental vigente por el beneficio común, garantizando una mejor calidad de vida y sobre todo un medio ambiente sostenible, sobre todo si se tiene presente la aseveración de la Organización Mundial de la Salud –OMS–, cuando establece que la contaminación del aire es una amenaza aguda, acumulativa y crónica que puede generar o agravar enfermedades respiratorias, pulmonares o cardíacas.

De forma concreta y aplicando la metodología explicada anteriormente se puede resumir el trabajo de la siguiente forma:

Información utilizada. Para el análisis de gases contaminantes realizado en la ciudad de Bogotá D.C. la información utilizada corresponde a las mediciones que realizaron las estaciones atmosféricas y meteorológicas del Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente DAMA en el periodo 1997-2001. Estos datos incluyen información sobre variables atmosféricas y meteorológicas tales como humedad, presión, radiación, temperatura, lluvia, velocidad del viento, dirección del viento, azimut, elevación, metano, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, dióxidos de nitrógeno, ozono, material particulado y dióxido de azufre. Es de destacar que, en general, las mediciones de las variables están en registros horarios diarios para cada mes, correspondientes a promedios horarios diezminutales.

Definición y medición de variables. Aunque se registren valores de múltiples variables, se utiliza únicamente PM_{10} , que corresponde a las mediciones de materiales sólidos que se producen por la acción del viento sobre las áreas desprovistas de vegetación, en los procesos de combustión de las fábricas, en la fracturación de rocas y materiales de construcción, en los humos de los gases de los vehículos y también por efecto de la resuspensión del material de las vías no pavimentadas cuando sobre ellas circulan vehículos, o en otras actividades antropogénicas. La unidad en que se expresa el nivel de concentración de este tipo partículas en la atmósfera es $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Se selecciona esta variable porque es uno de los tipos de sustancias conocidas como contaminantes primarios que influye en la calidad del aire de las zonas urbanas. Además, desde el punto de vista de la salud humana, son de mayor interés las partículas cuyo tamaño no excede las 10 micras (PM_{10}) debido a que pueden ingresar al tracto respiratorio y producir daños en los tejidos y órganos que lo conforman. Y adicionalmente porque existen valores de esta variable en la mayoría de las estaciones meteorológicas para el 95% de los días comprendidos en el periodo de tiempo para el cual se estima el modelo.

Marco y análisis. El análisis se realiza para los días 24 de Abril de 2000, 13 de Febrero de 2001 y 26 de Abril del mismo año a las 14 horas, además se incluye el día del 15 de Febrero de 2002 entre las 0:00 y 23:00 horas; este periodo se tiene en cuenta por ser la fecha actualizada que más mediciones tiene sobre la variable en estudio dentro de la muestra recogida.

El análisis consiste en escoger, entre los métodos de interpolación existentes, dos o más para hacer estimaciones y comparar los resultados que arrojan cada uno de los métodos seleccionados. En este caso, se utilizó para el análisis un método determinístico y uno estocástico. El método determinístico seleccionado fue Interpolación por Distancia Inversa (IDW) mientras el estocástico fue Kriging Ordinario. Se selecciona IDW porque es el método de interpolación más sencillo, utiliza pocos parámetros de decisión, las estadísticas simples son aceptables y es un *buen parámetro de comparación*; paralelamente, se escoge Kriging Ordinario dentro de los otros tipos de Kriging porque, en principio, éste utiliza la media de la muestra, la variable medida se asume que es estacionaria, porque al hacer las pruebas de predicción con tendencia y, sin ésta, los errores de predicción son menores cuando se hacen los cálculos sin tendencia; además, aunque gráficamente se podría notar alguna tendencia, ésta no se podría comprobar con la muestra disponible. El método permite usar modelos de los errores de medición y, por experiencia, es el más usado para fenómenos ambientales. Se hace un análisis individual de la variable PM_{10} y no en conjunto con otras variables porque *el número de datos existentes no son suficientes para mejorar la estimación lograda con una sola variable*.

Un importante elemento de análisis lo constituye la gráfica de *caja y bigote*, la cual está formada por cuatro elementos: bigote, caja, puntos y línea. En términos generales, el bigote indica el rango de distribución de los datos, es decir el valor máximo y mínimo de la muestra; la varianza está representada por la caja, la amplitud de ésta es directamente proporcional al valor de la varianza; la línea indica la mediana de la muestra, la ubicación relativa de la línea y la caja con respecto al bigote representan el sesgo de la muestra; si la línea se encuentra en la mitad de la caja indica que la media y la mediana son muy cercanas, siendo esto típico en las distribuciones normales; los puntos en la gráfica son valores atípicos y pueden o no estar presentes en ella.

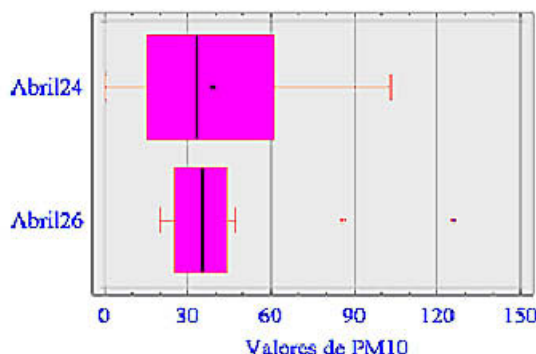


Figura 2. Comparación de estadísticas básicas para la concentración de PM_{10} en los días Abril 24 de 2000 y Abril 26 de 2001.

La Figura 2 compara la distribución de PM_{10} para el 24 y 26 de Abril de 2000 y 2001 respectivamente a la misma hora de toma de muestra. Es evidente, que la distribución de PM_{10} para el 26 de Abril era más homogénea y menos sesgada, además se observa cómo la mediana se encuentra en la mitad del intervalo de varianza, significando esto que la distribución tiende a ser normal. En términos ambientales, esto significa que la distribución del material particulado para el 26 de abril de 2001 en Bogotá D.C. era uniforme en el área urbana. Por otro lado, el bigote indica que, si bien para el día 24 de abril existieron concentraciones mínimas absolutas de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, también es claro que comienza a alcanzar niveles críticos acercándose a los límites definidos como críticos por la OMS (teniendo en cuenta que ésta no acepta niveles de emisión seguros). Así se descarta la posibilidad de que los niveles de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se deban a tomas no válidas de datos o cualquier otro valor atípico de muestra debido a que éstos no son tenidos en cuenta en el proceso de *análisis exploratorio*. Se puede concluir que las mediciones realizadas corresponden, por un lado, a muy tempranas horas de la mañana, donde la actividad industrial de la ciudad y su tráfico se ve casi reducido a cero, además de que la acción de los vientos ha hecho una limpieza general de la zona urbana (beneficio ambiental de la ciudad gracias a su topografía). Por otro lado, y en contraposición, la máxima emisión se dará en las horas pico de rodamiento y máxima producción industrial, acompañada quizás de otros fenómenos ya explicados anteriormente.

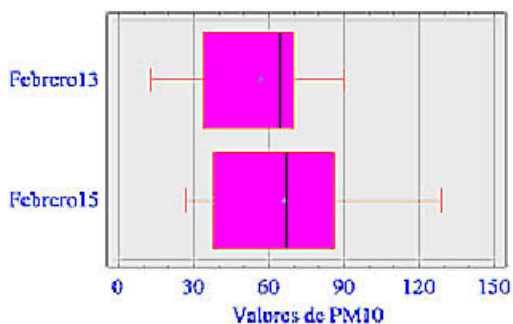


Figura 3. Comparación de estadísticas básicas para la concentración de PM_{10} en los días Febrero 13 de 2001 y Febrero 15 de 2002.

Siguiendo el mismo análisis, se infiere de la Figura 3 que las distribuciones son menos homogéneas que las observadas anteriormente. Cabe destacar, que las concentraciones medias son muy cercanas y mucho más elevadas que para el mes de Abril, tendencia que se ratifica en los años muestreados. Aunque para este caso el rango de los datos es más cercano, su sesgo es notablemente diferente, tanto que, para los datos de 2001 se presenta una distribución claramente sesgada a la izquierda (sesgo negativo), mientras que para el 2002 cambia su sesgo, aunque en menor proporción, a la derecha (sesgo positivo). Esto evidencia la existencia de mediciones distantes en una única dirección, es decir grandes diferencias en las concentraciones emitidas y medidas a diferentes horas del día. Para el 13 de Febrero estas diferencias son pequeñas, mientras que para el 15 de Febrero son indiscutiblemente mayores, de ahí que el sesgo se produzca a la derecha, esto es comprensible si se tiene en cuenta que el rango es mayor.

Teniendo en cuenta, como ya se dijo antes, que la media de las distribuciones es cercana, es

claro que la distribución del material particulado a lo largo de la ciudad está afectado por los factores atmosféricos y, en particular, por la dirección y velocidad del viento.

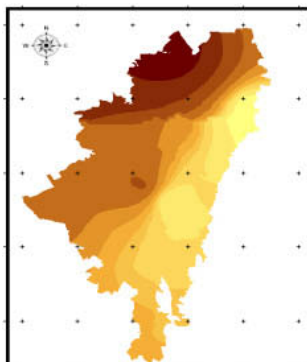


Figura 4. Mapa de estimación según Kriging para el día febrero 15 de 2002 para las 08:00 a.m.

Resultados de la estimación. Dentro de los resultados que se obtuvieron en el análisis geoestadístico, uno de los más importantes es el mapa de estimaciones. En las Figuras 4 y 5, se ilustran la distribución espacial estimada para el día 15 de Febrero de 2002 a los 08:00 AM por los dos métodos nombrados.

De acuerdo a los resultados obtenidos aplicando Kriging ordinario para la muestra del 15 de febrero de 2002 a las 08:00 a.m., la mayor concentración de PM₁₀ se encuentra en la parte noroccidental de la ciudad (en la figura se representa por el tono oscuro) y la menor se encuentra en la parte oriental (en la figura se representa por el tono más claro). El rango hasta donde se consideró auto-correlación es 2 km.

Realizando el mismo análisis por el método IDW se observa que la mayor concentración es coincidente con los anteriores resultados en la parte noroccidental de la ciudad y la menor concentración se encuentra en la parte nororiental, encontrando algunas diferencias con el anterior resultado.

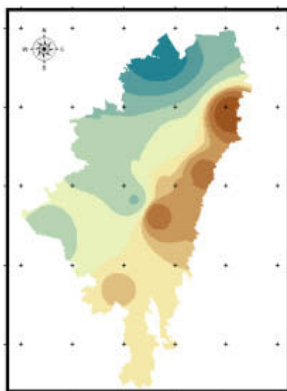


Figura 5. Mapa de estimación según IDW para el día febrero 15 de 2002 para las 08:00 a.m.

Inicialmente se puede concluir que, de acuerdo a la muestra tomada para hacer el análisis de PM_{10} en la zona urbana de Bogotá D.C. para los días analizados, el mejor método de interpolación entre los utilizados es el de distancia inversa. Para ello, la herramienta de decisión utilizada fue la validación cruzada. Aunque Kriging es considerado BLUE (Best Linear Unbiased Estimator), sus estimaciones obtienen un intervalo de error mayor al de IDW, posiblemente debido al tamaño de muestra disponible, esto si se tiene en cuenta que se está trabajando sobre el límite del mínimo permitido.

Para los días que se tuvieron en cuenta, la contaminación producida por material particulado en la zona urbana de Bogotá D.C. no es uniforme, sino que presenta una mayor concentración en el costado occidental y sur de la ciudad. Esta situación es el reflejo de la ubicación de fuentes fijas de contaminantes tales como zona industrial, canteras, relleno sanitario y plantas asfálticas. La menor concentración de material particulado se encuentra en el costado oriental de la ciudad lo cual, con seguridad, es producido por el gran pulmón ambiental que generan los cerros orientales y la alta precipitación en este lugar, que hace un lavado de los contaminantes, llevando la contaminación a la superficie urbana y a los suelos.

ESTIMACIÓN DE LA POBLACIÓN DE COLONIAS DE PINGÜINOS

Los pingüinos son aves marinas, es decir, pasan la mayor parte del tiempo en el mar, y allí es donde encuentran su alimento. Pero, como aves que son, su reproducción es ovípara. Es por esta razón por la que, una vez al año, necesitan pisar tierra firme para poner sus huevos e incubarlos. El tamaño de estas colonias reproductivas varía, entre otros factores, en función del tipo de suelo y de la topografía sobre la que pueden construir sus nidos. La distribución siempre es colonial, ya que éste es un método defensivo frente a los depredadores, pero las colonias pueden ir variando con el paso del tiempo, es decir, el número de individuos en una colonia de reproducción puede variar en el transcurso de los años por diversos factores.

El sur de Argentina es uno de los lugares del mundo donde nidifica el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*). Una de estas colonias de reproducción es la ubicada en la Estancia de San Lorenzo (Península Valdés, Chubut, Argentina). Ya que la Península Valdés es zona turística, se planteó la apertura al público de la pingüinera, previo a lo cual se solicitó un estudio de impacto ambiental. Se quería analizar la viabilidad de la visita de turistas, minimizando en todo lo posible el impacto que se les podía causar.

Frere y Gandini (1996) afirman que al comienzo de cualquier estudio de poblaciones naturales, uno de los pasos más importantes es determinar el número de nidos activos para estimar el tamaño de la población. Por esto, uno de los primeros estudios que se realizaron fue el de calcular el tamaño de la colonia de pingüinos en esta área.

El objetivo de estos análisis era averiguar la distribución espacial de los nidos dentro de la colonia, y ver si existía alguna relación entre el tipo y la cantidad de los nidos, con respecto al tipo de suelo sobre el que se construyeron y la vegetación reinante en cada zona.

El tratamiento geoestadístico que se da a los datos del censo de este estudio pretende evidenciar la necesidad de tomar datos de campo georreferenciados en estudios similares al presentado en este trabajo. De esta manera resulta mucho más sencillo mostrar la relación espacial existente entre las diferentes variables medidas en cada punto de muestreo, así como la toma de decisiones para crear mejores planes de manejo que aseguren la conservación de nuestros recursos naturales, como es, en este caso, el Pingüino de Magallanes en la colonia de San Lorenzo.

Información utilizada. La información manejada en esta publicación proviene de los estudios realizados dentro del plan de manejo de la Estancia San Lorenzo ($42^{\circ}04' - 42^{\circ}10' S$, $63^{\circ}50' - 63^{\circ}56' W$), durante la estación reproductora de 1999-2000 del pingüino de Magallanes. Entre ellos se incluye un estudio de impacto ambiental. Como parte de este proyecto de impacto ambiental se realizaron diferentes estudios, entre los cuales están un censo de pingüinos, un censo de vegetación y un estudio del tipo de suelo en el área cubierta por la zona de nidificación. Son precisamente los datos de estos tres análisis los que se utilizan.

Definición y medición de variables. Se han tenido en cuenta tres de las variables que se midieron en los 821 puntos de muestreo que conformaban la cuadrícula en que se dividió la pingüinera. La variable más importante seleccionada es *Número de Nidos*, y corresponde al número total de nidos activos que se encuentran en un área circular de $100 m^2$ cuyo centro es el propio punto de muestreo. El dato del número total de nidos nos dará el tamaño poblacional de esta colonia y, junto a la georreferenciación de los datos, podremos saber cuál es la distribución de estos nidos en toda el área cubierta por la pingüinera. El resultado de este análisis es la base para cualquier otro estudio que se quiera realizar en dicha colonia, ya sean seguimientos de la dinámica de la población, o de cualquier otra índole.

Las otras dos variables medidas (tipo de suelo y tipo de vegetación predominante) se escogieron para tratar de conocer las posibles causas de la distribución de los nidos en la zona de nidificación.

Análisis exploratorio. No hace falta revisar los datos con profundidad para determinar que la muestra es en general homogénea, sin embargo un aspecto que debe tenerse en cuenta es la presencia de puntos de muestreo con cero nidos activos así como los picos de 62 y 58 nidos. Esto queda aún más claro si se comprueba a través de histogramas y mapas QQPlot, o Voronoi.

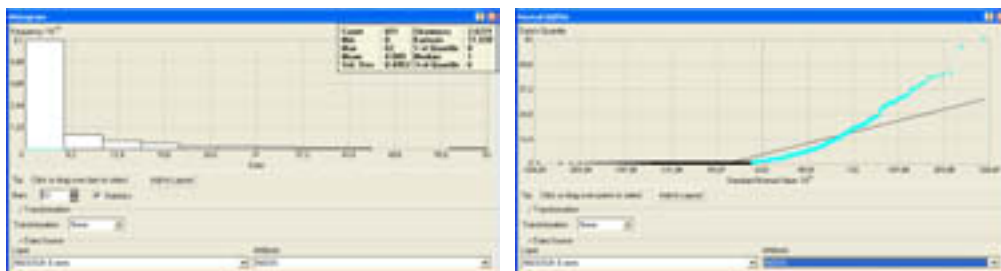


Figura 6. Distribución de la muestra en Histograma y QQPlot.

La Figura 6 muestra clara y obviamente una concentración y desviación de los datos hacia el cero, aunque estos datos son considerados en el estudio, se verá posteriormente cómo su omisión en el análisis mejora la distribución y el error en la predicción.

Marco y análisis. Teniendo en cuenta la totalidad de la muestra de nidos y aplicando IDW con valor de potencia optimizado se obtienen los resultados expuestos en la Figura 7.

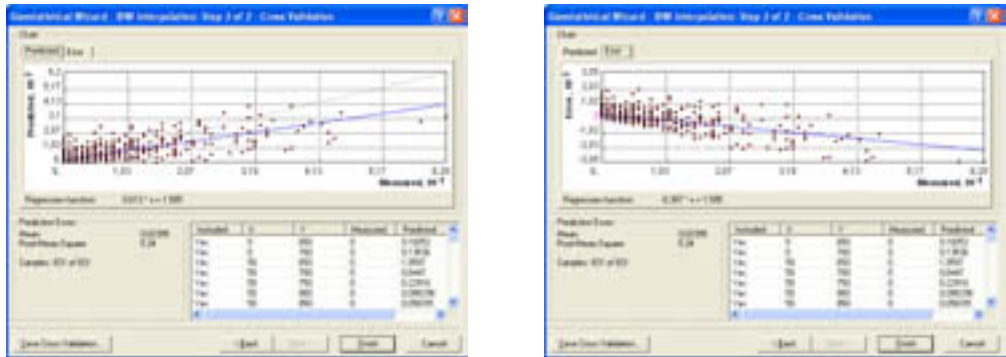


Figura 7. Predicción y error por IDW para Nidos.

La gráfica representa claramente la gran diferencia entre el modelo de predicción y el error; a mayor distancia, mayor es el error. Se observa una densa nube de puntos que representa en su mayoría los puntos con cero nidos activos, siendo éste el motivo por el cual el error de predicción se incrementa. Sin embargo, para IDW no se registra un mejoramiento significativo del error si se omiten estas muestras para la predicción.

Repitiendo el proceso y comparando los resultados para múltiples tipos de técnicas de interpolación se determinó que el modelo teórico que más se ajusta corresponde al exponencial, si se aplica Kriging ordinario con este modelo teórico. Para el cálculo del semivariograma se asumió isotropía en la variable *Numero de Nidos*, es decir, se realiza el cálculo omnidireccionalmente (incluyendo todos los datos independientemente de la dirección).

Con respecto a la muestra, aunque el número del tamaño de la muestra es aceptable, los pares de muestreo generados no son acordes al tamaño, pues se generan menos de los esperados, esto debido a la cantidad de puntos presentes con cero nidos activos.

Para observar los valores de predicción de la variable se utilizó la técnica de validación cruzada (Figura 8). Aquí se puede observar que para el método de predicción es una buena aproximación, ya que los valores se encuentran agrupados y, aunque el error no se ve sensiblemente mejorado, la distribución de los datos en torno al modelo teórico mejora un poco, sacrificando, no obstante, el error medio cuadrático.

Por otro lado, comparando los semivariogramas que consideran los puntos con cero nidos se hace evidente una mejor distribución de los datos a lo largo del modelo, tal y como se aprecia en la Figura 9. Además de observarse los picos de densidad de nidos ya mencionados es clara la importancia del proceso de análisis exploratorio de datos.

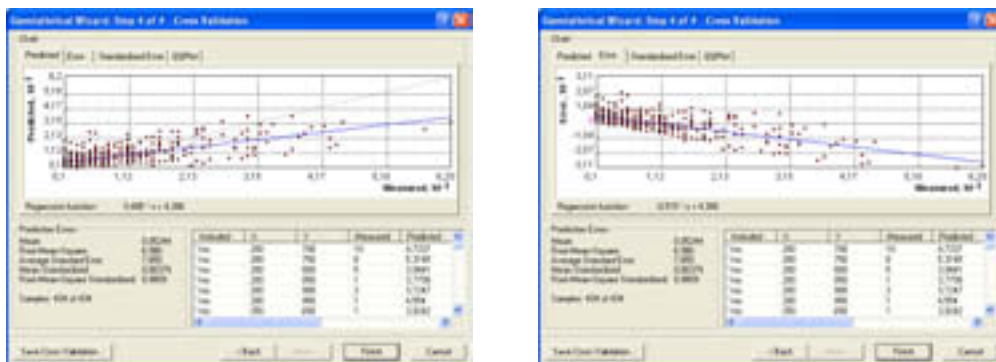


Figura 8. Predicción y error por Kriging para Nidos.

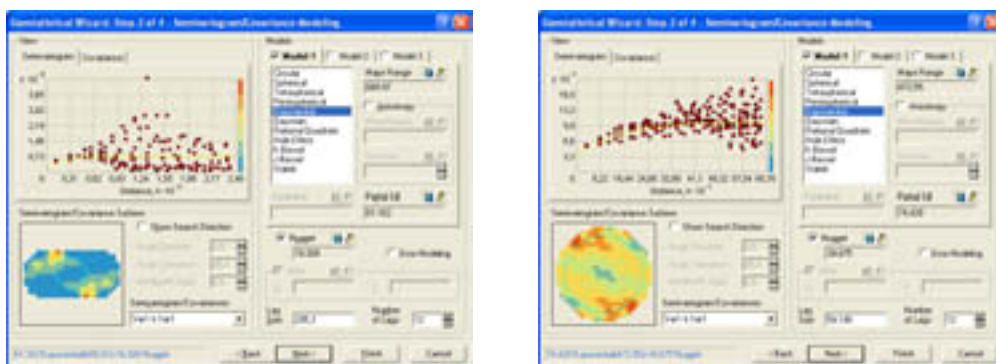


Figura 9. Comparación de semivariogramas.

Resultados. Según los resultados obtenidos con el análisis de los datos, se han elaborado los mapas de distribución de nidos en toda el área cubierta por la pingüinera.



Figura 10. Mapa de distribución de densidades según IDW.

De acuerdo con el análisis realizado según IDW, las mayores concentraciones de nidos se encuentran en una “lengua” de terreno situada en la parte occidental de la colonia, con la máxima agrupación situada en un pequeño núcleo, unos metros alejado del agua (marcado con el color más oscuro). El resto de la colonia aparece cubierta por densidades menores de nidos y, aunque van difuminándose de manera notable a medida que nos desplazamos hacia el límite oriental de la colonia, es de destacar que aparecen muchos nidos pegados a la línea de costa.

Desarrollando el mismo análisis por el método de Kriging ordinario, aparecen resultados coincidentes en cuanto a la zona de mayor densidad de nidificación. Sin embargo, en este caso aparecen pequeñas diferencias con respecto al método anterior, en cuanto a la pequeña zona de máxima acumulación de nidos. También parecen menores las densidades cercanas al mar, ya que la distribución se ve más suavizada que en el caso anterior. Aunque en el análisis de los datos la exclusión de los ceros garantizaba un mejor comportamiento de los datos, en cuanto a la distribución del semivariograma, conociendo la realidad en el campo resulta más fidedigno el mapa que tiene en cuenta los ceros.

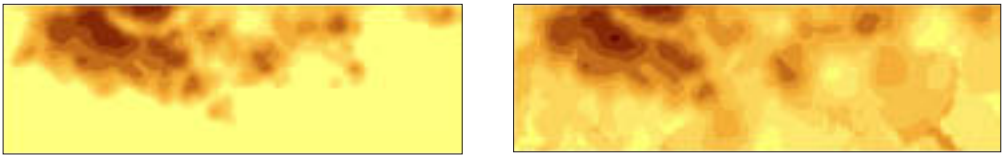


Figura 11. Mapa de distribución de densidades según Kriging ordinario (Con y sin ceros).

Scolaro (1984) afirma que la topografía física y el tipo de suelo son los mayores determinantes en la localización y el tipo de nido. Según los resultados derivados de los análisis del tipo de suelo, la “lengua” de alta densidad de nidos coincide en su totalidad con la zona de suelo arcilloso de la colonia. Esta lengua arcillosa es aún más grande que la parte cubierta por nidos. En cambio, las zonas de menores densidades corresponden a áreas cuyo suelo está principalmente formado por arena y cantos rodados. Y, finalmente, aquellas zonas donde la presencia de nidos es mínima o nula, corresponden a zonas de tierra o de dunas. Además, en las salidas de campo pudo comprobarse cómo la mayoría de los nidos construidos cercanos a la línea de costa estaban protegidos por los pocos arbustos que allí crecían, contrastando con los lugares de esa misma línea en los que no había vegetación alguna, donde apenas se encontraron nidos. Asimismo, casi la totalidad de los nidos construidos en la zona de alta densidad, de terreno arcilloso, eran madrigueras excavadas bajo tierra, aunque también existían muchos de ellos construidos al abrigo de los arbustos, de ahí su elevado número.

En conclusión, Kriging no mejora la predicción de los datos pues en las variables analizadas, los EMC tanto para IDW como Kriging son muy cercanos. Lo que implica que el método de interpolación no mejora el resultado así sea que se utilice el mejor estimador lineal insesgado (BLUE). Por lo tanto, el método que mejor muestra los resultados de acuerdo a lo comprobado en el campo es el de IDW, y es el que se tomó como idóneo para este estudio. Esto se explica por lo regular de la muestra.

REFERENCIAS

- Environmental System Research Institute –ESRI– (2004): *Statistical Tools and Models for Data Exploration, Modeling, and Probabilistic Mapping* [en línea], [18/05/2004], <<http://www.esri.com/software/arcgis/extensions/geostatistical/about/overview.html>> [Consulta: 20/05/2004]
- Frere, E. y Gandini P. (1996): *Conceptos generales para la evaluación y monitoreo de poblaciones de aves marinas*, en Fundación Patagonia Natural, (Argentina), I.T. No.8
- Rangel, A.P.; Sanchez, A.H. y Siabato, W.L.(2003): “Geoestadística aplicada a problemas de contaminación atmosférica” en *Revista Ingeniería*, (Bogotá D.C.), Vol. 7. No. 2 (Junio 2003), 33-42
- Sanchez, A.H. y Siabato W.L.(2002): *Análisis de gases contaminantes en zonas urbanas*, Bogotá D.C.: Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico U. D. F.J.C., 2002, pp.102
- Scolaro, J. A. (1984): *Revisión sobre biología de la reproducción del Pingüino de Magallanes. El ciclo biológico anual*. Argentina: Centro Nacional Patagónico. Contribución 91: 1 - 26
- Yudego, C., Martínez E., y Pérez. A. D. (2000): Distribución poblacional y principales factores ecológicos que determinan la nidificación del Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la colonia de San Lorenzo, Península Valdés, Chubut, Argentina. *IV Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar*, (Puerto Madryn) Universidad de la Patagonia, San Juan Bosco.

ISOMDE: Una nueva aproximación a la generación de modelos digitales del terreno

X. Pons^{1,2}, C. Dalmases², L. Pesquer², A. Marcer², J. Masó²

(1) Departament de Geografia, Fac. Lletres UAB, Edifici B, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra. (Xavier.Pons@uab.es).

(2) Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), Edifici C, Univ. Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra.

RESUMEN

Muchas aplicaciones territoriales de los SIG necesitan disponer de modelos digitales del terreno (MDT), como por ejemplo modelos de elevaciones, de variables climáticas, etc. Si bien es cierto que en muchos casos se dispone de dichos modelos, particularmente en la forma común de MDT ráster; en otros casos ello no es así, y la información de la variable continua sobre el territorio se presenta bajo otros modelos menos adecuados, en particular en forma de isolíneas (isohipsas, isotermas, etc). Cuando ésta es la situación de partida, la obtención del MDT no es un proceso trivial puesto que las isolíneas presentan unas características geoestadísticas especiales. Adicionalmente, no deben desecharse las otras fuentes complementarias de información altimétrica o morfológica en el proceso de la construcción del MDT, aunque el volumen de datos pueda parecer despreciable frente al de las isolíneas.

En este trabajo se presenta un método de obtención de MDT ráster a partir de las diferentes fuentes de que se disponga: isolíneas, líneas 2D y 3D que representen zonas de ruptura (vaguadas, ríos y líneas de cresta), zonas poligonales con valor constante (lagos en el caso topográfico), datos puntuales, zonas sin datos (nodata), objetos enteramente 3D (carreteras), etc. El método implementado no es un único algoritmo, sino un conjunto de procedimientos seleccionados heurísticamente. A diferencia de otras aproximaciones, la presentada aquí realiza un análisis geométrico enteramente vectorial, utiliza diferentes ponderaciones y tipos de funciones (valores constantes, funciones lineales, funciones cúbicas, etc) según el entorno en cada punto del territorio y acude a consideraciones topológicas cuando parece necesario.

El método ha sido paulatinamente refinado y aplicado a diferentes casos y ámbitos: Andorra, Península Ibérica, la Garrotxa, etc) con resultados altamente satisfactorios (por ejem-

plu un test independiente con 73343 cotas reveló que el MDE de la comarca de la Garrotxa, de resolución 2,5 m, presenta un error inferior a 1,04 m en el 68% de los puntos).

Palabras Clave: MDT, MDE, interpolación espacial.

ABSTRACT

Many spatial applications require the use of Digital Terrain Models (DTM) of variables such as elevation, climate, etc. Although there often exists such models in the form of a raster DTM, in some cases the only terrain model that is available is in the form of less adequate models such as isolines (contour lines, isotherms, etc.). When such is the case it is not a trivial process to obtain a MDT since isolines present some special geostatistical properties. Additionally, other complementary data sources of height and morphology information should not be discarded in the process of DTM generation, despite the fact that their data size makes them seem of less importance.

This work presents a methodology for obtaining raster DTMs which makes use of the different datasets available: isolines, 2D and 3D breaklines, polygonal zones with constant value (e.g. lakes), point data, no data zones, 3D objects (e.g., roads), etc. The implemented methodology is not a single algorithm but a set of heuristically selected procedures. As opposed to other methodologies, in order to generate the DTM this proposal performs a totally vectorial geometrical analysis, uses different weighed procedures and function types (constant values, linear functions, cubic functions, etc.) depending on the vicinity of each point in the territory and topological considerations are also used when necessary.

This methodology has been continuously refined and applied to several scenarios (la Garrotxa, Andorra, Iberian Peninsula, etc.) with a high degree of success (for instance, in la Garrotxa county, an independent test of 73343 elevation points detected 1.04 m error in 68% of points for a 2.5 m resolution of the DTM).

Key Words: DTM, DEM, spatial interpolation.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la distribución espacial de variables con variación continua sobre el territorio, como por ejemplo la altitud o la precipitación, es de capital importancia en muchos estudios básicos y aplicados. Aun cuando, merced a las técnicas de teledetección, cada vez es más frecuente disponer de buenos modelos de estas distribuciones, en muchos ámbitos todavía es frecuente que la única (o la mejor) fuente de información de la que se dispone sea en forma de líneas de valor constante (isolíneas). Aun así, el conocimiento del valor en un punto cualquiera, la interpolación a partir de las isolíneas, no es un proceso trivial, puesto que los datos presentan unas características geoestadísticas espaciales: gran

redundancia a lo largo de las propias isolíneas (muchos objetos con el mismo valor), que contrasta con amplias zonas sin datos (en las zonas «planas», con muy pocas isolíneas). Por otro lado, el enorme volumen de datos del que se dispone hace que las isolíneas sean una fuente no negligible ni simplificable de datos y que se hayan propuesto varios métodos para su interpolación.

Tradicionalmente, la mayor parte de información altimétrica (ya particularizando sobre la variable altitud) que se incorpora a los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se origina a partir de las curvas de nivel de las bases topográficas. Adicionalmente existen otras fuentes de información altimétrica: cotas, vértices geodésicos, líneas de cresta y de vaguada, carreteras 3D, etc., que deben servir para ajustar el modelo en zonas singulares (extensiones casi planas, máximos y mínimos locales), enriquecer determinados perfiles, verificar la calidad y coherencia del modelo, etc.; pero, si las curvas son fiables, precisas y detalladas, éstas deben jugar un papel fundamental en la generación del correspondiente Modelo Digital de Elevaciones (MDE) y no delegarles un simple papel de suministro masivo de puntos con información altimétrica. Además, es importante que el procedimiento de interpolación tenga en cuenta no sólo elementos geométricos, sino también las características topológicas de los objetos que intervienen, a menudo olvidadas.

En la actualidad están empezando a proliferar MDE cuyo origen es directamente (o traducible de forma elemental a) un modelo ráster. Sin embargo, de momento su resolución está todavía lejos de la alcanzada por los modelos clásicos; por ejemplo el proyecto Shuttle Radar Topography Mission *SRTM* (2000) presenta una resolución a 90 m y en cambio, un topográfico 1:5000 puede dar lugar fácilmente a resoluciones de 5 m o incluso menores (2,5 m); en otros casos los datos no son accesibles al “gran público SIG” por sus elevados costes (LIDAR) comparados con los costes necesarios para implementar la metodología que se presenta en este trabajo.

Tampoco ha quedado remplazado el modelo digital matricial (ráster) como el que mejor se adapta a los usos derivados del MDE que se realizan dentro de las distintas aplicaciones SIG en los variados ámbitos de estudio. En efecto, el modelo ráster sigue siendo habitualmente el más funcional para cualquier análisis y modelización donde exista una dependencia espacial de la variable altitud topográfica.

Quedando justificada la actualidad de las fuentes clásicas de información altimétrica y de la utilidad y versatilidad del modelo ráster como representación del relieve, parece totalmente adecuado revisar y actualizar los procedimientos de generación del MDE a partir de isolíneas, aprovechando mejor las actuales prestaciones de los ordenadores, junto con la experiencia y evolución de los modelos anteriores.

En este trabajo se presenta un método de generación de MDE rásters, que a partir de información altimétrica de distinta naturaleza, basado fundamentalmente en isolíneas, pero que también considere múltiples aspectos morfológicos, geométricos y topológicos durante las distintas fases de incorporación de datos, interpolación y verificación de la coherencia y calidad del modelo.

Aunque el método que se propone en esta comunicación está especializado en la generación de un MDE a partir de datos altimétricos, puede usarse sin ningún tipo de restricción para

cualquier otra variable de la que se disponga de líneas de valor constante como, por ejemplo, modelos digitales de temperatura a partir de isotermas.

Durante el siguiente desarrollo se analizará en primer lugar las distintas fuentes de información posibles: naturaleza, formato y funcionalidad; en segundo lugar se explicará el procedimiento de interpolación; en tercer lugar se detallarán algunos de los mecanismos complementarios usados para el test de coherencia de las fuentes de información, el cálculo de un RMS que determine un valor objetivo de la calidad de modelo y algunos métodos complementarios para obtener una mayor continuidad entre modelos generados a partir de series cartográficas y para revisar la coherencia entre todo el conjunto de bases cartográficas usadas. Finalmente se resumirán los resultados de dos aplicaciones prácticas generadas con estas metodologías: MDE de Andorra y MDE de la comarca de la Garrotxa.

FUENTES DE INFORMACIÓN ALTIMÉTRICA

Como ya se anticipaba en la introducción, la fuente fundamental de información altimétrica (o de la variable a interpolar) deben ser las curvas de nivel (o isolíneas). En la implementación concreta realizada, las curvas de nivel a usar deben estar fusionadas en un único fichero y éste debe ser un fichero vectorial estructurado de MiraMon (Pons, 2000), en formato binario ARC. Este fichero puede ser 3D, (cada vértice dispone de coordenadas XYZ, generalmente importado desde un formato CAD), o puede ser 2D y entonces debe existir un campo en la base de datos con la correspondiente altitud para cada entidad gráfica.

El parámetro equidistancia, que define la diferencia de altitud entre dos curvas consecutivas, acotará en primer lugar la exactitud altimétrica de un modelo válido generado y además se usará como aquel valor que acote las zonas donde se aplican interpolaciones no lineales.

Aunque no es imprescindible, para la obtención de un modelo de elevada calidad, es importante que las curvas sean topológicamente correctas, no tengan intersecciones entre ellas, se depuren discontinuidades y se disponga de todas las curvas que marca la equidistancia definida (no existan vacíos en los distintos niveles altimétricos).

Como fuentes de información adicional, pueden usarse líneas de cresta y/o de vaguada. Éstas se usarán para ajustar los mínimos y máximos locales, o si corresponden a objetos 3D, para añadir información altimétrica a los perfiles generados (en el apartado de interpolación se detallará cómo). También pueden añadirse otras entidades lineales 3D, por ejemplo carreteras, con el mismo objetivo, enriquecer los perfiles, sin que en este caso obliguen a mínimo o máximo. Es importante verificar que esta información es coherente con las curvas de nivel, por ejemplo que la coordenada de cada vértice tenga un valor comprendido entre las curvas de nivel vecinas más próximas. En la implementación concreta realizada, toda esta información debe estar en capas vectoriales separadas.

Otro tipo de información que es posible incorporar son las zonas de altitud constante (por ejemplo lagos) como ficheros vectoriales estructurados de polígonos (en formato binario POL de MiraMon en la implementación realizada). En este caso no será una información relevante para la interpolación, ya que simplemente allana el terreno en estas zonas predefinidas.

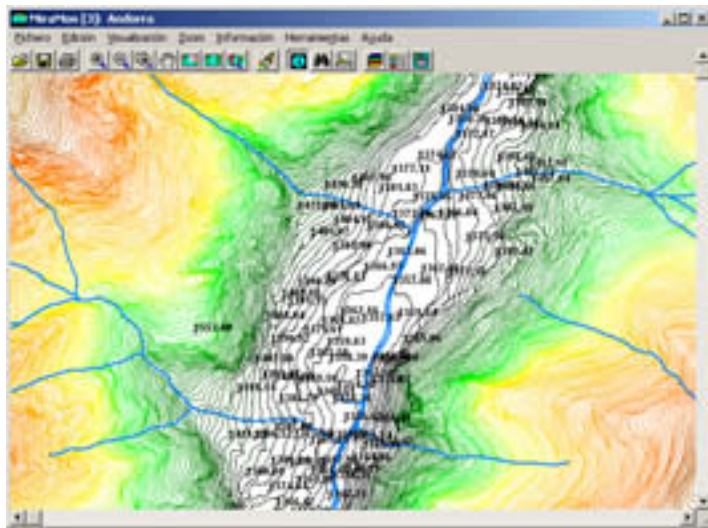


Figura 1. Fuentes de información altimétrica de un mapa topográfico 1:5000 de Andorra

Como fuente adicional, se está desarrollando la incorporación al proceso de cotas en máximos y mínimos locales, para ajustar con mayor precisión estas zonas singulares. Hasta el momento, en las aplicaciones ya implementadas, se usaron las cotas de todo el ámbito de estudio para valorar el error del modelo ajustado (ver el apartado de validación del modelo).

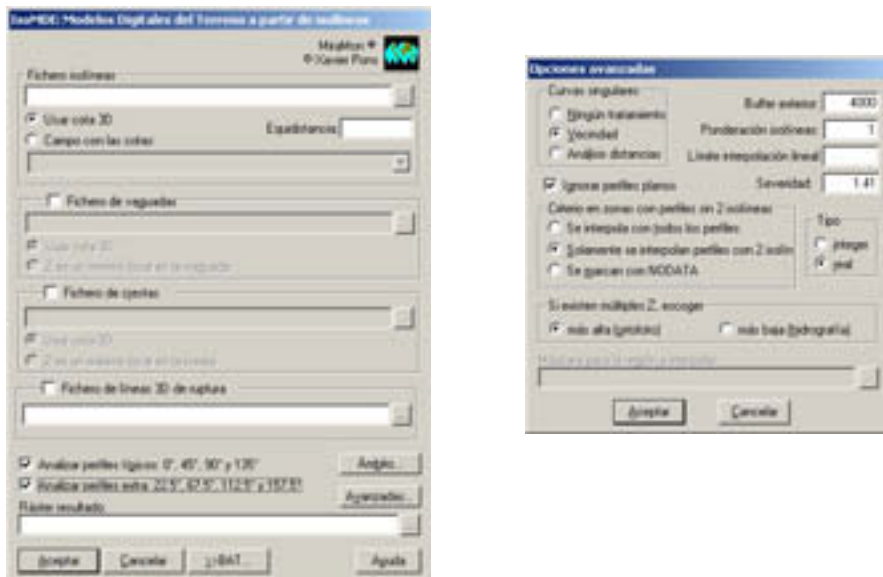


Figura 2. Cuadros de diálogo de la configuración de los principales parámetros de control del procedimiento de interpolación y de la elección de las fuentes de información

PROCESO DE INTERPOLACIÓN

El proceso de interpolación no consta de un único algoritmo, sino que consiste en un conjunto de procedimientos y reglas seleccionados heurísticamente de entre varios de los planteados en la bibliografía especializada: *Douglas* (1983, 1986 y 2000), *Laurini y Thompson* (1992), *Felícísimo* (1994), *Taud et al.* (1994) y *Maune* (2001). El procedimiento madre es el trazado de perfiles entre las curvas de nivel y considerando además las intersecciones sobre otras entidades 3D, como carreteras, crestas y vaguadas. Considerando la especial disposición de los datos en las curvas de nivel, con muchos datos de igual valor muy cercanos, pero alineados, y grandes zonas sin ningún dato entre ellas, este método suele ser mejor que la aplicación de interpoladores entre puntos.

Sobre cada celda del modelo ráster resultado, se trazan 8 perfiles (cada 22,5°) que exploran toda la información posible a su alrededor, de forma similar a como operan otros algoritmos previamente propuestos, esencialmente basados en el de *Douglas* (1983 y 2000) (también se ha desarrollado una versión reducida a 4 perfiles para propósitos más modestos, donde se priorice el tiempo de ejecución). La adquisición de información en este entorno de la celda se realiza de forma puramente vectorial puesto que los métodos que previamente rasterizan acaban realizando los cálculos a partir de posiciones originales desplazadas hacia los centros de celda del ráster que se pretende obtener y, además, generan artefactos al explorar siguiendo el movimiento del alfil que no detecta ciertas intersecciones. Es en el trazado de estos perfiles dónde se usan las condiciones especiales de topología de las curvas de nivel, de la imposición de condiciones de máximo o mínimo de las líneas de cresta o de vaguada y de algunos parámetros adicionales de mayor control (opciones avanzadas).

El trazado de estos perfiles se efectúa utilizando diferentes tipos de funciones (valores constantes, funciones lineales, funciones cúbicas, etc.) según el entorno de cada punto del territorio; de esta manera se evitan los problemas de excesiva simplicidad derivados de la aplicación de funciones solamente lineales (las cumbres y valles quedarían como planos horizontales), pero también se evitan los artefactos y la lentitud de cálculo que pueden aparecer si se aplican funciones cúbicas o *splines* en todo momento.



Figura 3. A partir del punto problema correspondiente al centro de celda se trazan los perfiles que cortan con las curvas de nivel y una línea de vaguada.

Usando la información de todos los perfiles se determina el valor final de la celda correspondiente a partir de considerar distintos pesos ponderados por la distancia. Esta ponderación de los distintos perfiles se modula por una función inversa de la distancia con comportamiento controlado mediante el exponente; con ello se consigue que el interpolador sea exacto cuando algún vértice coincide con la localización del centro de la celda. El valor recomendado para el exponente es 1,0, ya que se ha comprobado que genera un MDE y un modelo derivado de pendientes satisfactorio; en cambio, un valor 1,2 da mejores resultados si solamente nos interesan las elevaciones. La implicación de todos los perfiles en el valor de cada celda permite un resultado mucho menos facetado que el obtenido con los métodos de elección simple (perfil de mayor pendiente) y evita tener que suavizar el MDE final mediante la aplicación de filtros de media que acaban empobreciendo la calidad del modelo.

Si la información altimétrica es adecuada, el procedimiento general explicado hasta ahora resuelve de forma satisfactoria la gran mayoría de situaciones y genera un MDE muy válido, mayoritariamente suave, pero que reproduce al mismo tiempo morfologías abruptas. Si en el resultado se observan algunos artefactos, estos pueden minimizarse o incluso llegar a desaparecer, ajustando, de forma adecuada, algunos de los parámetros específicos u *opciones avanzadas* que se detallan a continuación:

- **Tratamiento de curvas singulares:** Para curvas aisladas en medio de un llanura extensa, que pueden llegar a dar formas estrelladas en la interpolación, existen distintos niveles de tratamiento: ningún tratamiento especial, remuestreo en una vecindad próxima, remuestreo adicional previo análisis de distancias a curvas más lejanas.
- **Criterio isolíneas exteriores:** Cuando existan celdas donde determinados perfiles interseccionan con un único perfil (típicamente celdas más allá de la isolínea más exterior), puede elegirse transferir la altitud de este único perfil, ignorar este perfil usando el resto de perfiles o marcar como valor NODATA la celda considerándola no interpolable.
- **Límite de validez para interpolaciones no lineales:** Acotando a una distancia máxima el uso de interpolaciones no lineales se evitan determinados artefactos en zonas llanas y próximas a fondos de valles. Se ha comprobado que este límite suele ser dependiente de la equidistancia entre curvas y por defecto se usa un factor 20.
- **Zona exterior a considerar:** Para que la calidad del modelo en los límites de su ámbito sea comparable al de su interior, es totalmente recomendable que se disponga de información altimétrica en una zona exterior suficientemente amplia. Habitualmente se fusionará información para dar lugar un ámbito por exceso y se ajustará este parámetro de zona exterior para recortar aquella información que es muy distante y, por lo tanto, poco influyente en la interpolación, y así reducir cálculos innecesarios. Si se reduce excesivamente esta zona exterior, los límites del MDE quedarán mal interpolados.

Una vez realizado el proceso de interpolación se cubrirá el modelo generado por aquellos polígonos que marcan zonas de altitud constante. Se puede optar por transferir a las celdas afectadas un valor preestablecido, heredado del campo correspondiente de la base de datos del polígono, o usar un valor que el propio MDE uniformice a través del perímetro que delimita el polígono.

Como características generales, es importante resaltar que, aunque la precisión de los datos originales puede ser diversa: coordenadas Z habitualmente en formato real de 1 o 2 decimales, alturas enteras de las curvas de nivel, etc., internamente todos los cálculos se realizan en formato real de doble precisión (15-16 cifras significativas) y se opta por generar los valores finales del MDE en formato entero o formato real de precisión simple (7-8 cifras significativas). También se ha realizado un importante esfuerzo en introducir procedimientos que aceleren los cálculos, valorando a su vez, un razonable uso de los recursos del ordenador.

El formato del MDE generado es, en la implementación realizada, el IMG de MiraMon. Principalmente consta de dos ficheros, el IMG con los valores interpolados correspondientes a cada centro de celda, y el fichero I.REL con los metadatos esenciales: sistema de referencia, ámbito, número de columnas y filas, etc., así como aquellos metadatos que añadirán documentación de autoría, calidad, parámetros del proceso, etc., siguiendo los estándares ISO19115 e ISO19139, y que dan un valor añadido de rigor y calidad de la información generada.

La experiencia en el cálculo del MDE utilizando esta metodología ha demostrado que la resolución debe de estar entre 1 y 0,5 milímetros a la escala del mapa original (fuente de las curvas de nivel). Por ejemplo, se generará un MDE de 5 m, a lo sumo 2,5 m, para curvas procedentes de un topográfico 1:5000. Esta resolución evita, en la mayoría de casos, los artefactos que se producen en las zonas muy llanas y con la falta de información en relación a la equidistancia entre las curvas originales. Si se precisa mayor resolución, es mucho mejor optar por una densificación posterior del MDE obtenido (por ejemplo con el módulo DensRas en el caso de MiraMon).

METODOLOGÍAS COMPLEMENTARIAS

En este apartado se detallan diversos procedimientos que tienen dos finalidades: preparar y verificar las bases cartográficas de las que se alimentará el proceso de interpolación anteriormente descrito y generar un parámetro global y objetivo de calidad del MDE: el *root mean square (RMS)*, a partir de información altimétrica que no haya participado en el proceso de interpolación.

Si se desea generar un MDE de una zona que abarque la extensión de diversas hojas de una serie cartográfica, será necesario crear unas bases previamente fusionadas a la interpolación. Para la interpolación de una determinada hoja se añadirán las capas de las 8 vecinas. En esta fusión se verificará que no existan discontinuidades de una misma curva de nivel entre las diversas hojas. Al mismo tiempo debe verificarse esta condición para las curvas en el interior de cada hoja, caso menos probable, pero existente en todos los ejemplos reales que los autores han analizado. También es necesario comprobar que no hay intersecciones entre distintas curvas de nivel, ya que en este caso el interpolador daría artefactos mucho más visibles que si no se corrigen los anteriores problemas topológicos.

Si se usan las líneas de cresta y vaguadas como aporte adicional de información altimétrica se deberá verificar que las coordenadas Z de los vértices 3D están comprendidas entre las alturas de las curvas de nivel vecinas. En las aplicaciones generadas por los autores (que se

detallan en el siguiente apartado) se optó por usarlas únicamente como indicador de máximos y mínimos locales, debido a la excesiva incoherencia hallada entre las coordenadas Z y las curvas de nivel. Esta incoherencia se detectó claramente de forma visual, pero se puede automatizar un primer análisis, transformando los vértices en puntos y usando el procedimiento de verificación de coherencia de cotas que se detallará a continuación.

Para verificar el error global del MDE es necesario usar, como puntos de test, las cotas altimétricas u otros objetos puntuales (vértices geodésicos) que no hayan participado en el proceso de interpolación. En primer lugar es necesario descartar aquellas cotas que son incoherentes con las curvas de nivel. Para ello se crean polígonos definidos por curvas de nivel consecutivas y por un marco que rodea el ámbito del MDE. Es necesario que cada polígono herede los atributos de las curvas que lo rodean y ocasionalmente el “no-atributo” del marco. Si mediante el algoritmo de ‘punto al polígono’ (por ejemplo *Burrough (1998)*) transferimos las alturas de los polígonos al punto podremos deducir qué cotas son erróneas, o como mínimo incoherentes respecto a las curvas (quizá sean las curvas quienes tengan el error). Se clasifican como erróneas aquellas cotas con altitud no comprendida en el intervalo de las dos curvas que la rodean, o si la cota está rodeada de una única curva y el marco y excede de la equidistancia. Por ejemplo, si disponemos de curvas cada 5 m, una cota de 247,8 m debe estar entre las curvas 245 y 250, o más allá de una supuesta curva de altura máxima de 380 m no deberíamos encontrar cotas mayores a 385 m. Como se comentaba anteriormente, esta metodología es también válida para detectar vértices erróneos de objetos lineales distintos de las propias curvas.

Una vez se han filtrado las cotas erróneas respecto a las curvas usadas, se realiza una transferencia del valor de altitud del MDE a la cota, en la localización exacta de la cota, para poder comparar (obtener la diferencia) de la altitud real de la cota con la altitud estimada por la interpolación. Para la obtención de la altitud del MDE en las coordenadas exactas de la cota, que presumiblemente no coincidirá con el centro de la celda, es más adecuado realizar una interpolación a 4 vecinos (bilineal) o a 8 vecinos (bicúbica) que una simple consulta por vecino más próximo. A partir de estas altitudes del modelo interpolado podemos obtener el RMS.

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum (z_{\text{cota}} - z_{\text{MDE}})^2}{n}}$$

MDE DE ANDORRA

Por encargo del *Departament de Medi Ambient del M.I. Govern d'Andorra* se generaron dos modelos digitales de elevaciones a 2,5 m y a 5 m (por remuestreo del primero) y los correspondientes modelos derivados de pendientes. Andorra ha sido un marco idóneo para poner a prueba la metodología desarrollada por dos motivos: su extremado relieve, un rango altitudinal superior a 2000 metros y pronunciados desniveles en una región de 468 km², y la posibilidad de disponer de toda la información de un mapa topográfico 1:5000 3D. Aunque es recomendable una resolución de 1 milímetro en la escala del mapa, en este caso se optó por una resolución de 2,5 metros, por los motivos ya expuestos de un relieve especialmente

abrupto y para una mayor funcionalidad en el uso de ficheros no excesivamente pesados y unos tiempos de cálculo razonables.

La información de base se importó de la cartografía topográfica 1:5000 digital cedida por el *Àrea de Cartografia i Topografia del M.I. Govern d'Andorra*. Concretamente se extrajeron todas las curvas de nivel (con una equidistancia de 5 m en las curvas secundarias), todas las cotas altimétricas y aquellas bases que indicaban fondos de valle: ríos y torrentes. Durante la generación del MDE se detectaron algunos errores en esta información de base, como por ejemplo curvas de nivel de altitud variable, incoherencias entre algunas cotas y curvas e inconsistencias topológicas entre hojas topográficas, que se solucionaron de forma manual.

El cálculo se realizó para cada una de las 74 hojas de la base cartográfica 1:5000. Tal como se ha expuesto en las **Metodologías complementarias**, en la interpolación de cada hoja, participaron también las bases de las 8 hojas vecinas; de esta manera al fusionar los 74 MDE se pudo obtener un MDE sin discontinuidades.

A partir de más de 22000 cotas independientes del cálculo del modelo, se efectuó un test de calidad que demostró que el 68 % de los puntos tenían un error inferior a 1,3 m en altitud, mientras que el 99 % de los puntos tienen un error inferior a 3,3 m en altitud. Dadas las características topográficas del territorio andorrano se considera que el MDE generado es de una elevada calidad.

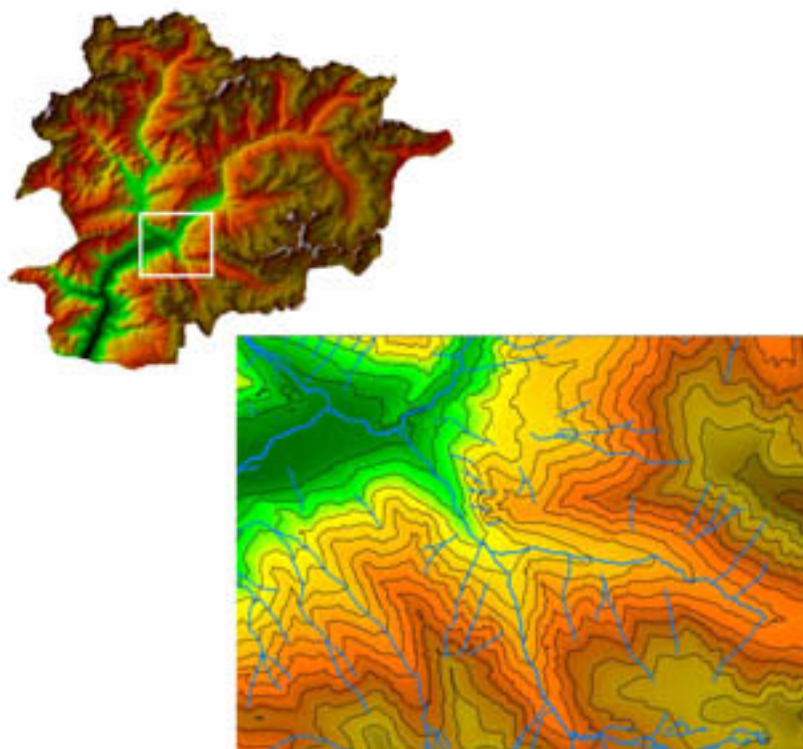


Figura 4. Modelo Digital de Elevaciones de Andorra (sombreado) y detalle de un ámbito central del MDE (sin sombras) con superposición de curvas de nivel e hidrografía

MDE DE LA GARROTXA

La comarca de la Garrotxa, un territorio de media montaña en el interior de la provincia de Girona, de unos 735 km² y un rango altitudinal de 1400 m aproximadamente, ha sido el segundo ámbito donde se ha probado a fondo la metodología presentada en este trabajo. Gracias al soporte del *Departament de Medi Ambient i Habitatge* de la *Generalitat de Catalunya* y del *Consell Comarcal de la Garrotxa* y la cartografía elaborada por el *Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC)*, los autores ha generado un modelo digital de elevaciones a 2,5 m y el modelo derivado de pendientes a la misma resolución.

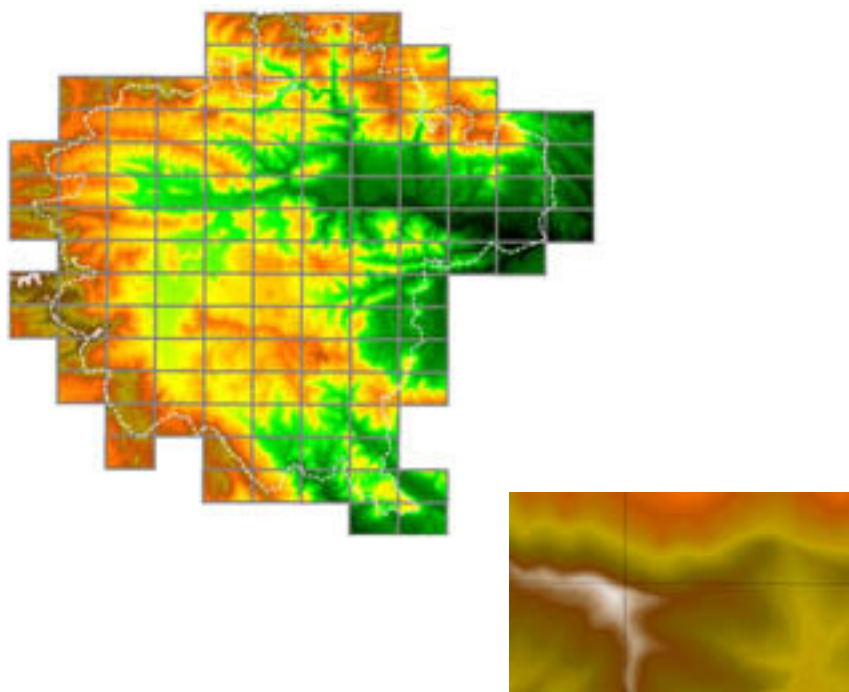


Figura 5. Modelo Digital de Elevaciones de la Garrotxa. Izquierda: se observa la división en hojas de la serie cartográfica 1:5000 y los límites de la comarca. Derecha: detalle donde se comprueba la continuidad entre hojas

Como fuente de información altimétrica se han usado las curvas maestras y secundarias (equidistancia a 5 m) de 127 hojas del topográfico 1:5000 del ICC, versión 2 correspondientes al ámbito de la comarca. Como fuente de información adicional se utilizaron las capas de hidrografía y como test de validación alrededor 72.300 cotas de las 72.569 existentes en estas 127 hojas. El motivo de descartar unas 250 cotas fue la incoherencia con de las curvas de nivel más próximas. Así mismo, se corrigieron algunos problemas topológicos que afloraron al observar algunos artefactos en el modelo generado y que desaparecieron al corregir sus causas.

Se obtuvieron, por consiguiente, 127 MDE, con unos RMS por hoja que van desde 0,77 m

a 1,42 m y con un valor promedio de 1,04 m en su conjunto. El MDE fusionado a partir de las 127 hojas se generó sin discontinuidades en las zonas de solapamiento y, lo que todavía es más indicativo de su calidad, sin evidenciar discontinuidades en el modelo derivado de pendientes.

CONCLUSIONES

Se ha demostrado con dos aplicaciones (Andorra y La Garrotxa) que los procedimientos de interpolación expuestos en este trabajo son una metodología perfectamente válida y que a partir de las clásicas y todavía muy habituales fuentes de información altimétrica, se puede generar un producto de una elevada calidad, que a su vez permite aflorar algunos problemas topológicos y errores de coherencia de las fuentes originales, de forma que el método puede ser una herramienta indirecta de validación de las fuentes de cartografía.

Aunque individualmente los métodos de interpolación aquí expuestos corresponden a las herramientas algorítmicas tradicionales, los autores introducen novedades en su combinación, elección de las más apropiadas según las situaciones morfológicas del relieve y un análisis riguroso de la calidad del producto generado.

REFERENCIAS

- Bonham-Carter, G.F. (1994): *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*. Pergamon.
- Burrough, P.A. i R.A. McDonnell (1998): *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press. Oxford.
- Douglas, D.H. (1983): "The XYNIMAP family of programs for geographic information processing and thematic map production". Wellar, B.S., ed., *Auto-Carto Six, International Symposium on Automated Cartography 6th*, Ottawa Canada, *Proceedings: v. II*, p. 2-14
- Douglas, D.H. (1986): "Experiments To Locate Ridges And Channels To Create A New Type Of Digital Elevation Model". *Cartographica*, 23(4):29-61.
- Douglas, D.H. (2000): *CONSURF "Contour to grid algorithm"*, <http://www.hig.se/~dds/research/consurf/consurf1.htm>
- Felicísimo, Á.M. (1994): "Modelos digitales del terreno. Introducción y aplicaciones en las ciencias ambientales". Biblioteca de Historia Natural, 3. Pentalfa Ediciones. Oviedo.
- Laurini, R. i Tompson, D. (1992): *Fundamentals of Spatial Information Systems*. Academic Press. Londres.
- Maune, D.F. (2001): *Digital Elevation Model Technologies and Applications: The DEM Users Manual*. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Bethesda.
- Pons, X. (2000): MiraMon. Sistema de Información Geográfica y software de Teledetección, *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM*. Bellaterra. En Internet: <http://www.cream.uab.es/miramon>
- SRTM (2000): *Shuttle Radar Topography Mission. National Aeronautics and Space Administration (NASA)*. En Internet: <ftp://edcsgs9.cr.usgs.gov/pub/data/srtm/>
- Taud, H., Parrot, J.F., Alvarez, R. (1999): "DEM generation by contour line dilation". *Computers and Geosciences* 25(7): 775-783.

Las pendientes naturales en macizos rocosos del sur de la provincia de Granada

*T. Fernández del Castillo¹, C. Irigaray Fernández², R. El Hamdouni²
y J. Chacón Montero²*

- (1) Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría. Universidad de Jaén. Escuela Politécnica Superior de Jaén. Virgen de la Cabeza, 2. 23071 Jaén. E-mail: tfernand@ujaen.es
(2) Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Granada. Campus Fuentenueva. Avda. Severo Ochoa, s/n, 18071. E-mail: clemente@ugr.es; rachidej@ugr.es; jchacon@ugr.es

RESUMEN

Las clasificaciones geomecánicas de macizos rocosos, empleadas para caracterizar y cuantificar su resistencia y evaluar el comportamiento en obras y excavaciones subterráneas, tienen en cuenta no sólo la resistencia de la roca intacta, sino también las propiedades de las discontinuidades o juntas que presenta el macizo (espaciado, continuidad, relleno, presencia de agua, rugosidad, orientación respecto al terreno, etc.). A partir de los años 80, también se emplean en el ámbito de la geomorfología para analizar la relación entre los valores de resistencia del macizo y la pendiente del terreno. Los análisis de correlación realizados para un gran número de laderas rocosas muestran coeficientes elevados y permiten establecer una "pendiente de equilibrio" con la resistencia (RMS). Estudios posteriores analizan la existencia de pendientes bajo y sobre el equilibrio y los factores que las causan. En este trabajo se propone una metodología para regionalizar mediante un SIG los diferentes parámetros empleados en la evaluación de la resistencia del macizo, la propia determinación de dicha resistencia, el análisis de correlación con las pendientes y la obtención de zonas por encima y por debajo de la pendiente de equilibrio. La investigación se ha realizado en macizos rocosos alpujárrides de la zona Sur de la provincia de Granada. Asimismo se discuten las implicaciones que tienen las distintas situaciones sobre la estabilidad de las laderas.

Palabras clave: pendientes naturales, resistencia de los macizos rocosos, SIG.

ABSTRACT

The geomechanical classifications of rock massifs usually applied to civil engineering and underground works use to approach the global strength determination not only on the intact rock contribution but also on discontinuities properties (spacing, persistence, water infiltration, roughness, orientation, etc..). From the last decades the geomechanical classification of rock massifs are also applied to the research of relationships between global strength and natural slope angle, searching for an assessment of the so call “equilibrium slope” at which a long term slope stability should be achieved. In this paper a methodology for the use of GIS in the regional analysis of rock massifs properties related to slope angles and the assessment of the stability conditions to obtain natural slope values in different geological units is presented. A field research has been made on rock massifs in the coastal areas of Granada, at the South of Sierra Nevada and related mountains, and the obtained results give lights about the use of GIS techniques in this research and the relationships between the different rock massifs properties and the observed stability conditions.

Key Words: natural slopes, rock massifs strength, GIS, natural slope angle

INTRODUCCIÓN

Las clasificaciones de los macizos rocosos fueron creadas para proporcionar una primera y sencilla valoración de las propiedades –fundamentalmente la resistencia– de los macizos rocosos en excavaciones subterráneas. Para ello se evaluaban puntualmente una serie de parámetros que la experiencia había demostrado que influían sobre la resistencia global de los macizos, como la resistencia de la roca inalterada, la meteorización, la presencia de agua, y sobre todo las características de las juntas presentes en el macizo. Así, desde la primera clasificación de *Terzaghi* (1946) han ido apareciendo diversos sistemas, cada vez más precisos (*Bieniawski*, 1979; *Barton, Lien & Lunde*, 1974; *Kirkaldie*, 1988), algunos de los cuales se han diseñado especialmente para taludes a cielo abierto (*Romana*, 1985, 1993), corrigiendo las deficiencias observadas en relación con la orientación de las discontinuidades y el método de excavación. En trabajos más recientes, desarrollados sobre SIG, se ha tratado de extender los valores de resistencia a tramos de carreteras (*Irigaray et al.*, 2003) o de expresar su distribución espacial (*Romana et al.*, 2003).

Selby (1980, 1982) trató de analizar la relación entre la resistencia de los macizos rocosos y la inclinación de la vertiente, es decir lo que se podría denominar la “pendiente natural” del terreno. Para ello elaboró una clasificación sencilla, con parámetros fácilmente medibles en el campo, que, no obstante, fueran suficientes para determinar de forma precisa la resistencia del macizo. Inspirándose en la clasificación de *Bieniawski* (1979), utilizó 7 parámetros: resistencia de la roca intacta (medida con el martillo de Schmidt), meteorización, espaciado, orientación, anchura, continuidad y relleno de las discontinuidades, e infiltración de agua. Una vez medi-

dos dichos parámetros, son clasificados y a cada una de las clases se les asigna una valoración (Cuadro 1), considerando que no todos los parámetros tienen el mismo peso en la resistencia global del macizo. Finalmente, se obtiene el valor del RMS (“Rock Mass Strength”) mediante suma de las distintas valoraciones y pesos, el cual se divide en cinco categorías (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación de *Selby* (1980, 1982)

Parámetro	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV	Clase V
R.R.I.	> 60	50 - 60	40 - 50	35 - 40	10 - 35
Valoración	20	18	14	10	5
Meteorización	No meteor.	Suave	Moderada	Fuerte	Completa
Valoración	10	9	7	5	3
Espaciado	> 3 m	1 - 3 m	0,3 - 1 m	50 - 300 mm	< 50 mm
Valoración	30	28	21	15	8
Orientación	Muy fav.	Favorable	Regular	Desfavor.	Muy desfav.
Valoración	20	18	14	9	5
Apertura	< 0,1 mm	0,1 - 1 mm	1 - 5 mm	5 - 20 mm	> 20 mm
Valoración	7	6	5	4	2
Continuidad	No cont.	Poco cont.	Cont.-Sin	Cont.-Fino rel	Cont.-Grosso
Valoración	7	6	5	4	1
Flujo agua	Ninguno	Traza	Suave	Moderado	Grande
Valoración	6	5	4	3	1
Mac. Rocoso	Muy Resist.	Resistente	Moder.Res.	Débil	Muy débil
Val. Total	91 - 100	71 - 90	51 - 70	26 - 50	< 26

La clasificación fue utilizada para relacionar los valores de resistencia obtenidos con las pendientes observadas a lo largo de perfiles de laderas o escarpes rocosos, en distintos ambientes como la Antártida y Nueva Zelanda (*Selby*, 1980, 1982), donde obtuvo un valor muy elevado del coeficiente de correlación (0,88). Los trabajos se extendieron posteriormente a Sudáfrica y Namibia (*Selby*, 1982, 1987; *Moon & Selby*, 1983; *Moon*, 1984, 1986), donde además de acumular datos en otros ambientes climáticos, se afinó la clasificación original, se ajustó la línea de regresión –asumiendo la pendiente como variable dependiente del RMS– y se establecieron unos límites del 90% de confianza en torno a la línea de regresión, que tomó la siguiente forma:

$$S = 2,46 \cdot \text{RMS} - 126$$

Donde S: Pendiente; RMS: Resistencia del macizo (“Rock Mass Strength”)

En estos trabajos se observó que existían pendientes que quedaban fuera del equilibrio,

debido a la intervención de otros factores o procesos como la erosión, la tectónica, y el transporte y depósito de materiales. Las pendientes cuyo valor es superior al que correspondería a su RMS pueden ser pendientes excavadas –en las que se ha producido una erosión rápida como acantilados jóvenes, barrancos, o taludes artificiales– o escarpes de fallas activas. Se trata de pendientes con una estabilidad a corto o medio plazo, y que tenderían al equilibrio con su RMS (*Selby, 1987*) mediante mecanismos de rotura (plana, cuña o vuelco) o procesos erosivos. Por su parte, las pendientes que están bajo el equilibrio pueden deberse a controles estructurales (aparición de discontinuidades en el talud, que ocasionen una rotura plana o en cuña), a la intervención de procesos como la disolución en rocas como yesos y calizas o una intensa denudación, o a encontrarse recubiertas de suelos residuales, con un espesor crítico por encima de 0,5 a 2 m.

Estudios posteriores han estado encaminados a extender los análisis anteriores a superficies (*Beckedahl, 1987*) o a otras aplicaciones como la influencia sobre la forma de los valles glaciales en Nueva Zelanda (*Augustinus, 1992*) y a dar validez estadística a la regresión entre el RMS y las pendientes, con los datos obtenidos en varios ambientes.

LOCALIZACIÓN

La zona de estudio consiste en 4 sectores localizados al Sur de la provincia de Granada entre Sierra Nevada y la costa, que en total ocupan una extensión de unos 210 Km², a los que se accede a través de las carreteras N323 y N340, ambas actualmente en proceso de ampliación a autovía (Figura 1).

Desde el punto de vista geológico, el área se enclava en el Dominio Alpujárride de las Zonas Internas de las Cordilleras Béticas y en ella afloran diversas unidades tectónicas pertenecientes a los Mantos Inferiores (Lújar), Intermedios (Escalate y Murtas) y Superiores (Adra, La Herradura y Los Guájares) (*Aldaya et al., 1979; Avidad y García-Dueñas, 1981; Aldaya,*

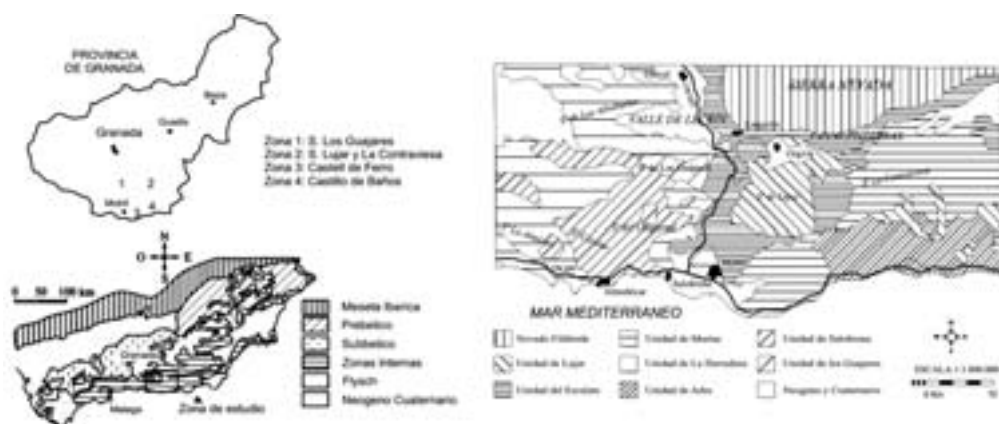


Figura 1. Localización geográfica y geológica de los sectores de estudio.

1981; Junta de Andalucía, 1985; Estévez *et al.*, 1985). Estas unidades están compuestas, de abajo a arriba, por esquistos oscuros y cuarcitas de edad Paleozoica, esquistos grises o filitas del Permotriásico, y calizas, dolomías y mármoles del Triásico Medio-Superior (Figura 1).

METODOLOGÍA

El objetivo de este trabajo es regionalizar el valor de la resistencia de los macizos rocosos y correlacionar dicho valor con las pendientes para determinar si éstas están en equilibrio, o bien por debajo (estabilidad) o por encima de él (inestabilidad potencial). Esta zonificación permitirá en última instancia comprobar la influencia de la resistencia en la estabilidad de las laderas y la generación de movimientos de ladera (Chacón y Corominas, 2003), además de la erosión.

Hoy día con la existencia de SIG y bases de datos digitales, la valoración de parámetros y de la resistencia global del macizo por superposición de éstos, y los posteriores análisis a realizar, no plantean dificultades. La cuestión crucial es la regionalización, que se puede abordar de diversas maneras, dependiendo de la escala del trabajo. En escalas grandes, se pueden regionalizar los distintos parámetros a partir de mediciones puntuales, mediante la utilización de métodos sencillos (polígonos de Thiessen o Voronoi) o técnicas geoestadísticas complejas, para lo cual sería necesario analizar las pautas de variación de los distintos parámetros. En este sentido, ya hay tentativas de aplicación de este tipo de técnicas en la clasificación SMR (Romaña *et al.*, 2003), pero en zonas relativamente pequeñas y en sólo alguno de los parámetros.

En el presente estudio, la escala de trabajo (1:25.000) y la extensión total de la zona (210 Km²), hacen más difícil la regionalización de los parámetros muestreados en diversas estaciones de medida, sin asumir ciertas simplificaciones que permitan trabajar a partir de un número de estaciones de medida razonable. Estas simplificaciones, que tienen que ver con la asunción de valores medios de los parámetros y en consecuencia de la resistencia en cada unidad litológica, se describen en la metodología siguiente (Fernández, 2001). Los pasos a dar son:

- a. Determinación de los valores medios de resistencia de los macizos rocosos de la zona.
- b. Reducción de los valores mínimos de RMS en zonas fracturadas, con suelos y agua.
- c. Evaluación del factor orientación de las discontinuidades en relación con el terreno.
- d. Análisis de correlación entre RMS y pendientes.
- e. Determinación de las zonas en equilibrio, así como por encima y por debajo de éste.

La metodología se ha implementado en el programa SPANS, basado en la estructura “quad-tree”, y los cálculos estadísticos se han realizado mediante el programa SYSTAT.

Determinación de los valores de resistencia (RMS medios) de los macizos rocosos de la zona

Sobre la observación de que cada unidad litológica tiene unos valores característicos de los distintos parámetros considerados –excepto la orientación de las discontinuidades que se muestra totalmente independiente de la litología– se obtienen dichos valores o clases medias, a partir de los datos medidos sobre el terreno en cada una de aquéllas. Una vez hecho esto, a cada

parámetro se le asigna la valoración correspondiente, según la clasificación de Selby (Cuadro 1), y sumando las valoraciones parciales se obtiene el valor de la resistencia media (RMS medio). Para disponer de valores indicativos de cada macizo (unidad litológica), el factor de orientación de las discontinuidades se considera constante (clase III: normal; valoración 14). También se han determinado los valores máximos y mínimos. Todos estos datos se presentan en el Cuadro 2.

Los valores medios más elevados del RMS se producen en los macizos carbonatados (calizas, dolomías y mármoles), debido a los mayores valores de los parámetros roca intacta y espaciado. Son ligeramente más altos en las calizas y dolomías de las Unidades Inferiores (72), que en los mármoles de las Unidades Intermedias (71) y Superiores (70), debido sobre todo al mayor tamaño de bloque de los primeros y menor en los últimos. Se clasifican como macizos en el límite entre moderadamente resistentes y resistentes.

En los macizos metapelíticos los valores medios son inferiores en una magnitud de aproximadamente 10 unidades respecto a los carbonatados. Dentro de ellos, los micaesquistos de la Unidad de Adra (58), las filitas (59-60) y los esquistos grises (61) presentan los valores más bajos de RMS. Los esquistos oscuros (60-62) y cuarzoesquistos (63) alcanzan valores más elevados, por su mayor espaciado y resistencia de la roca intacta, aunque también presenten una meteorización y apertura mayores. En general se trata de macizos moderadamente resistentes.

Los valores máximos suelen alcanzar entre 7 y 13 unidades sobre los valores medios, llegando a clasificarse determinados macizos como resistentes y quedando otros cerca del límite. Los valores mínimos se reducen entre 4 y 14 unidades respecto a los medios, quedando los macizos como moderadamente resistentes y algunos en el límite con los débiles.

Reducción de los valores mínimos de RMS en zonas fracturadas, con suelos y agua

Hasta ahora, los mapas de RMS medio –también máximo y mínimo– responderían a una clasificación del mapa litológico, que asignaría un valor de resistencia a cada unidad. Sin embargo, en determinadas zonas actúan factores como la presencia de suelos y recubrimientos, la fracturación, los contactos geológicos permeable/impermeable, las precipitaciones, etc., que pueden modificar, generalmente a la baja, estos valores. Por lo tanto, una determinación más precisa del RMS debería tener en cuenta estos factores. En este trabajo, teniendo en cuenta la escala y las dimensiones de la zona, los factores se han considerado de la siguiente forma:

- La fracturación afecta prácticamente a todos los parámetros a la baja –la roca es más débil y meteorizada, sus discontinuidades presentan menor espaciado y mayor apertura, continuidad y rellenos, y hay una mayor la circulación de agua–, por lo que los valores del RMS pueden reducirse entre 7 y 17 puntos, respecto a los medios (Cuadro 2). Los macizos quedan en el límite entre moderadamente resistentes y débiles.
- Los contactos geológicos de materiales permeables sobre impermeables son zonas de acumulación de agua, por lo que en sus proximidades se puede reducir la valoración del

Cuadro 2. Valores medios (M), máximos (X) y mínimos (N) de los parámetros y del conjunto del macizo (RMS) en cada unidad litológica. Valores en zonas de fractura (Fr), próximas a contactos permeable/impermeable (Cn), con coluviones-suelos finos (Co), recubiertas de aluvial (Al).

Parámetros: RRI: Resistencia roca intacta. Met: Meteorización. SpS: Espaciado de la foliación metamórfica. Ape: Apertura; CyR: Continuidad y Relleno.

Macizos	Parámetros						Valores RMS					
	RRI	Met	Sps	Ape	CyR	Agua	Md	X	N	Fr	Cn	Co
Mármoles LH-LG **	54	II	IV-V	III	II	I	70	77	56	53	68	58
	18	9	12	5	6	6						
Esq. Grises LH-LG	38	II	IV-V	II	II	I	61	72	53	49	56	52
	10	9	10	6	6	6						
Esq. Oscur. LH-LG	40	III	IV-V	III	II	I	62	72	52	46	57	54
	12	7	12	5	6	6						
Cuarzoesq. Adra	42	II	IV-V	III	III	I	63	73	53	52	58	56
	12	9	12	5	5	6						
Micaesq. Adra	37	III	V	II	I	I	58	69	54	51	53	52
	10	7	8	6	7	6						
Mármoles Murtas	55	II	IV-V	III	III	I	71	80	58	56	69	60
	18	9	14	5	5	6						
Filitas Murtas	36	II	V	II	II	I	59	69	53	50	54	52
	10	9	8	6	6	6						
Esq. Oscur. Murtas	38	III	IV-V	III	II	I	60	72	53	48	55	52
	12	7	10	5	6	6						
Caliz-Dol Escalate	56	II	IV-V	III	III	I	71	80	58	56	69	60
	18	9	14	5	5	6						
Filitas Escalate	37	II-III	IV-V	II	II	I	60	72	53	49	55	52
	10	8	10	6	6	6						
Caliz-Dol Lújar	55	II	IV	III	III	I	72	82	62	58	70	62
	18	9	15	5	5	6						
Filitas Lújar	35	II	V	II	II	I	59	72	54	52	54	54
	10	9	8	6	6	6						

* Los valores de RMS se obtienen sumando las valoraciones de los parámetros más la correspondiente a una orientación "normal" de las discontinuidades (14). ** Unidades de La Herradura y Los Guájares.

- parámetro agua, hasta en 2 puntos para el material permeable y 5 para el impermeable (Cuadro 2). Los macizos metapelíticos quedarían cerca de límite de los macizos débiles.
- En zonas de recubrimientos se produce una modificación clara de la resistencia de la roca intacta y la meteorización –y también de las propiedades de las discontinuidades– en un sentido similar al de fracturación. Así, en zonas de materiales coluviales o suelos residuales de poco espesor, se producen reducciones del RMS entre 5 y 12 unidades, pasando los macizos a catalogarse como moderadamente resistentes. En los recubrimientos de mayor espesor (depósitos aluviales), lo que ocurre es que el macizo no afloraría y no podría hablarse en realidad de determinación del RMS.

La modelización se lleva a cabo en el SIG mediante superposición de los mapas de estos factores y el litológico con unas condiciones determinadas. El mapa litológico procede de la digitalización y clasificación de las unidades geológicas presentes en las hojas correspondientes del MAGNA (1041, 1042 y 1056) (*Avidad y García-Dueñas*, 1981; *Aldaya et al.*, 1979; *Aldaya*, 1981), con ciertas modificaciones. El mapa de fracturación y de proximidad a contactos geológicos se obtiene por digitalización de las fracturas y contactos existentes en el MAGNA y construcción de corredores en torno a ellos. Finalmente, el mapa de recubrimientos se obtiene a partir de una composición de las formaciones superficiales del MAGNA y de las unidades de suelos del proyecto LUCDEME, previamente digitalizadas.

Sin embargo, debido a las características frágiles de los contactos y fracturas –afectan tan sólo al material situado a unos pocos metros en torno a ellos–, la irregularidad de los recubrimientos de tipo coluvión y suelos residuales, y sobre todo a la escala de trabajo (1:25.000), se considera que los valores del RMS medios, calculados en el apartado anterior, son más representativos que éstos otros. Por lo tanto, en lo sucesivo se van a considerar los RMS medios obtenidos antes, tan sólo teniendo en cuenta que las zonas recubiertas con materiales aluviales de gran espesor se eliminan del análisis.

Evaluación del factor de orientación de las discontinuidades en relación con el terreno

La orientación de las discontinuidades se expresa mediante los mapas de inestabilidad geométrica potencial para rotura plana, en cuña y por vuelco (*Fernández et al.*, 1994; *Fernández*, 2001). Esta se define como la mayor o menor probabilidad de rotura en función de la orientación de las discontinuidades respecto al terreno. A partir de *Romana* (1985), se consideran 3 factores:

- F1: Factor de relación entre la dirección de inclinación de las discontinuidades y la dirección de la pendiente (exposición). Alcanza su máximo valor cuando ambas coinciden, y el mínimo cuando son opuestas en el caso de la rotura plana; en caso de vuelco sucede al contrario (Cuadro 3).
- F2: Factor de inclinación de las discontinuidades: Aumenta a medida que lo hace la inclinación (hay mayor probabilidad de vencer el ángulo de rozamiento interno) en la rotura plana y es constante en vuelco (Cuadro 3).

- F3: Factor de relación entre la inclinación de las discontinuidades y la pendiente del terreno. Para la rotura plana es mayor en el caso de que la inclinación sea inferior a la pendiente (“overdip”), lo que permite que las discontinuidades afloren en el talud, y tiene una relación más compleja en el vuelco (Cuadro 3).

No obstante, por considerar que los intervalos de la clasificación SMR son demasiado estrictos para un trabajo sobre laderas a escala mediana, se han modificado tomando como base los tipos de laderas de *Cruden et al.* (1988). También se han modificado las valoraciones originales, adoptando las que se indican en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Valoración del parámetro de orientación de las discontinuidades (*Fernández, 2001*), basado en los factores de ajuste de *Romana (1985)* y la clasificación de las laderas (*Cruden et al., 1988*). aj y bj: Dirección de buzamiento y buzamiento de las discontinuidades; as y bs: Dirección de inclinación e inclinación del talud.

Factor	Caso		Muy Fa.	Favorab.	Normal	Desfav.	Muy Desf.
1	Plana	aj - asl	>90°	70-90°	45-70°	20-45°	<20°
	Vuelco	aj - as-180l	<270°	270-290°	270-315°	315-340°	>340°
	Valoración R.Plana		0	1	4	7	10
	Valoración Vuelco		0	1	4	7	10
2	Plana	bj	<10°	10-20°	20-30°	30-45°	>45°
	Valoración R. Plana		0	3	5	7	10
	Valoración Vuelco		10	10	10	10	10
3	Plana	bj - bs	>30°	10-30°	0-10°	(-10)-0°	<(-10)°
	Vuelco	bj + bs		<100°	100-120°	>120°	
	Valoración R. Plana		0	1	4	7	10
	Valoración Vuelco			0	5	10	
Total	Clases Rot. Plana		0-15	16-75	76-200	201-500	>501
	Clases Vuelco		0-99	100-399	400-699	700-999	1000
	Valoración Selby *		20	18	14	9	5

*Las valoraciones asignadas coinciden con las de la clasificación de *Selby (1980)*.

Además de las roturas planas y por vuelco, según los distintos juegos presentes en los macizos de la zona (foliación, al menos 2 juegos de diaclasado y fallas), se han tenido en cuenta las roturas en cuña. En este caso los factores son los mismos, aunque considerando la inclinación y dirección de inclinación de la línea de intersección entre cada 2 planos de discontinuidad.

La elaboración de los mapas de inestabilidad geométrica potencial comienza por la obtención de mapas de los tres factores. El primer factor se obtiene por superposición de los mapas de exposición de las laderas y el de dirección de inclinación de las discontinuidades;

el segundo por reclasificación del mapa de inclinación de las discontinuidades; el tercero por superposición de los mapas de pendientes y de inclinación de las discontinuidades. Los mapas de dirección y cantidad de inclinación de las discontinuidades se determinan a su vez mediante la aplicación de Voronoi a las medidas puntuales, tras un tratamiento estadístico de las mismas. Por su parte, los de pendientes y exposición proceden de un MDE obtenido por digitalización del MTN25 (IGN).

Una vez obtenidos los mapas de factores, se valoran según la rotura sea plana o por vuelco y se determina el producto de los tres (Cuadro 3); si la rotura es en cuña se toman las mismas valoraciones que la rotura plana. Los valores de estos productos se clasifican en cinco clases de acuerdo a los intervalos del Cuadro 3, y a cada uno de ellos se les asigna una valoración según la clasificación de *Selby* (1980). A continuación, se comparan las valoraciones obtenidas en los distintos tipos de roturas y juegos, y se adopta la menor de ellas (la más desfavorable). Este valor se sumará a las valoraciones obtenidas en los 6 parámetros restantes de dicha clasificación, para obtener el RMS total en cada punto. En el sistema, todo se resuelve mediante operaciones de reclasificación y superposición de mapas (*Fernández et al.*, 1994; *Fernández*, 2001).

Análisis de correlación entre RMS y pendientes

Se estudia la correlación existente entre el mapa de pendientes y los mapas de RMS medio y total del macizo rocoso, es decir, considerando como constante o variable el factor de orientación de las discontinuidades (Cuadro 4). Además, se determinan las líneas teniendo en cuenta todos los materiales, o prescindiendo de los macizos carbonatados, en los cuales los fenómenos de disolución pueden alterar seriamente el análisis (Cuadro 4). En todos los casos se ha prescindido de las zonas recubiertas por materiales aluviales. Como variable independiente, se introducen los valores del RMS medios correspondientes a los macizos de las zonas de trabajo y como variable dependiente, se introduce la pendiente. Puesto que se trata de valores areales, se ha considerado que la unidad corresponde al área de 1 Ha.

Cuadro 4. Rectas de regresión entre el RMS (medio y total) y las pendientes

RMS	Orientación	Todos materiales	Sin macizos carbonatados
Medio	Constante	$S = 4,063 + 0,283 \text{ RMS}$	$S = -80,821 + 1,686 \text{ RMS}$
Total	Variable	$S = 24,397 - 0,042 \text{ RMS}$	$S = 43,928 - 0,378 \text{ RMS}$

De la observación de las líneas de regresión se extraen las siguientes consideraciones:

- Si se analizan todas las pendientes donde afloran macizos rocosos o existen recubrimientos de escaso espesor, se obtiene una línea bastante más alejada de la original, con una pendiente bastante más baja. Este hecho aún se enfatiza si se tiene en cuenta el factor de orientación de las discontinuidades, donde incluso aparece una pendiente negativa.

- Si se prescinde en el análisis de los materiales carbonatados, se obtiene una recta de regresión con mucha más pendiente y con ordenada en el origen más cercana a la original. En cambio, si se considera el factor de la orientación de las discontinuidades, la situación cambia, y se obtienen una recta de regresión con pendiente negativa como antes.

Se constata que para establecer la recta de regresión y la correlación entre las pendientes y la resistencia del macizo rocoso, se han de eliminar aquellos datos pertenecientes a laderas o escarpes que se encuentren muy lejos del equilibrio. Por un lado, ya se han eliminado las zonas recubiertas de fuertes depósitos aluviales que enmascaran al macizo, pero además es necesario prescindir de las pendientes en macizos carbonatados, donde los procesos de disolución tienen una importancia destacada. En este caso, si además se considera uniforme el factor de la orientación de las discontinuidades –es decir, se considera el RMS medio–, se obtienen una recta de regresión más parecida a la original, en la que, sin embargo, la pendiente no aumenta tan rápidamente con el RMS. Además, al eliminar los materiales carbonatados, el rango de variación del RMS es muy reducido (6 unidades), por lo que el ajuste de la línea de regresión puede no resultar muy preciso.

El factor de orientación de las discontinuidades, se comprueba que modifica por completo la relación entre pendiente y RMS, en la zona de trabajo. Parece lógico en una zona con evidencias de una tectónica activa intensa en la actualidad, establecidas a partir de la determinación de índices geomorfológicos y dataciones en travertinos (*Chacón et al.*, 2001). Esta actividad se refleja en un intenso ciclo erosivo (erosión y depósito) lo que, unido a los procesos de disolución en los materiales carbonatados ya comentados, provoca la distorsión de este factor. Así, existen laderas sobreexcavadas –generalmente en metapelitas– con desarrollo de barrancos muy encajados y acantilados costeros, y, en consecuencia, con una pendiente elevada, en las que la posibilidad de que aparezcan familias desfavorables para la estabilidad es alta, por lo cual disminuye su RMS. Por el contrario, el depósito de los materiales erosionados en otras zonas contribuye a rebajar la pendiente, disminuyendo así la posibilidad de que afloren discontinuidades desfavorables, por lo que aumenta el RMS, lo mismo que ocurre en laderas afectadas por procesos de disolución en rocas carbonatadas. Por lo tanto, se comprueba en la zona que, a medida que aumenta la pendiente, disminuye la valoración de la orientación de las discontinuidades y, por tanto, en igualdad de otros parámetros, el RMS, y viceversa.

La conclusión es que las laderas de la zona están en un porcentaje bastante alto fuera del equilibrio. Hay que recordar que los análisis originales parecen conducir al establecimiento de condiciones de equilibrio a largo plazo, y, por lo tanto, fallan cuando hay otras condiciones a corto plazo que lo vulneran. La evolución de los taludes sobreexcavados es la generación de roturas a través de los juegos más desfavorables hasta ajustar su RMS al equilibrio o incluso quedar por debajo de éste (*Moon*, 1984, 1986). Las laderas recubiertas de sedimentos tenderán a estarlo cada vez más (“Richter slopes”) a no ser que sean afectadas por una nueva excavación.

Cuadro 5. Valores de las pendientes en los distintos macizos rocosos de las zonas de estudio.

Macizo rocoso	Área Km ²	Valor RMS	Pendiente				
			Mín	Max	Mod	Media	Equilib.
Micaesquistos (Adra)	0,97	58	0	59	16	17,68	16,68
Filitas (Murtras)	18,18	59	0	66	14	19,04	19,14
Filitas (Lújar)	28,19		0	73	17	20,93	
Esquistos oscuros (Murtras)	29,03	60	0	71	18	21,39	21,60
Filitas (Escalate)	10,34		0	74	19	21,04	
Esquistos grises (LH + LG)	6,04	61	0	62	20	21,92	24,06
Esquistos oscuros (LH + LG)	5,63	62	0	60	27	22,83	26,52
Cuarzoesquistos (Adra)	20,24	63	0	80	22	25,09	28,98
Mármoles (LH + LG)	9,37	70	0	78	27	22,17	46,20
Mármoles (Murtras)	15,46	71	0	80	14	18,39	48,66
Calizas (Escalate)	4,92		0	84	14	20,10	
Calizas (Lújar)	43,38	72	0	86	27	24,98	51,12

Determinación de las zonas en equilibrio y por encima y debajo de éste

Se obtienen en el SIG superponiendo los mapas de pendiente real y pendiente teórica de equilibrio; esta última se calcula introduciendo el RMS total –es decir, el que tiene en cuenta el factor de orientación de las discontinuidades– en la recta original (Moon, 1984). Así se determinan las zonas en equilibrio y las zonas con pendientes superiores e inferiores a ésta, dentro y fuera de los límites de confianza. Se considera que las zonas en total equilibrio son aquéllas con pendientes pertenecientes al intervalo entre 5° superiores o inferiores a la de equilibrio. Los límites de confianza (Moon, 1984, 1986) se establecen en 25° por encima o por debajo de la pendiente de equilibrio. Como este límite es muy amplio se considera uno intermedio con pendiente 10° superior o inferior a la de equilibrio. En total se establecen 7 clases.

RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN

El mapa de zonas de equilibrio, para uno de los 4 sectores estudiados, se presenta en la Figura 2. A partir de él se realiza un análisis simple y también cruzado con el mapa litológico y con el mapa de inestabilidad geométrica potencial. En este sector, el 88% de la superficie se encuentra dentro de los límites de confianza, y el 30% en equilibrio con el RMS (Cuadro 6). Hay un predominio de las zonas con pendientes inferiores a las de equilibrio (46%) frente a las de pendientes superiores a las de equilibrio (24%) (Fernández, 2001).

Las zonas de equilibrio son predominantes en esquistos y filitas, mientras que las pendientes inferiores al mismo se producen sobre todo en afloramientos de macizos carbonatados; por su parte, las zonas de pendientes por encima del equilibrio se localizan especialmente en filitas y esquistos grises. En relación con la orientación de las discontinuidades, las zonas en equilibrio o con pendiente inferior a éste presentan una orientación normal o favorable, mientras que en zonas de pendiente superior a la de equilibrio este factor aparece mayoritariamente como desfavorable o muy desfavorable. Según esto, la tendencia de estas laderas hacia el equilibrio se puede producir frecuentemente por procesos de inestabilidad a favor de discontinuidades.

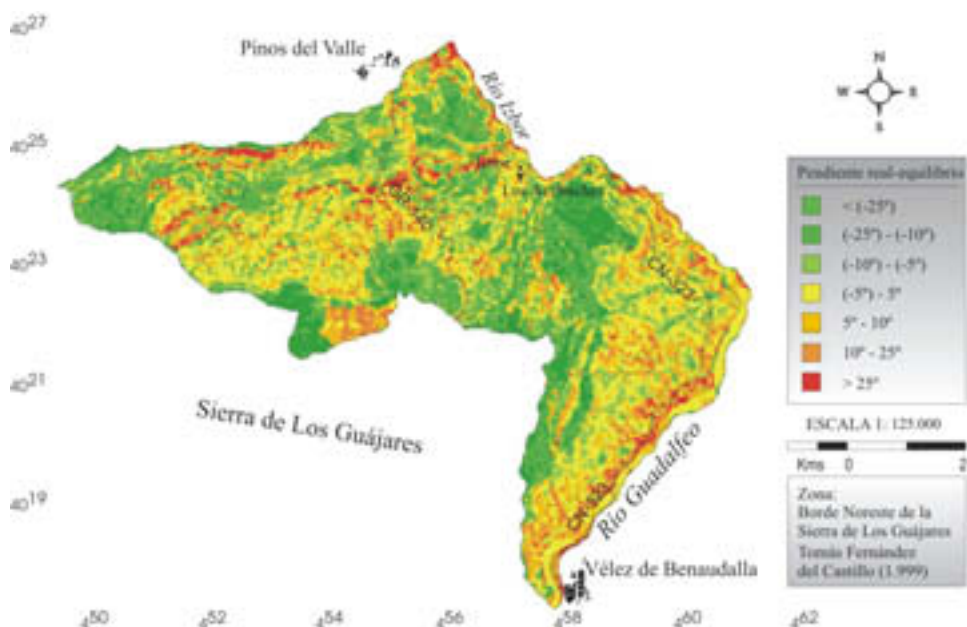


Figura 2. Mapa de zonas de equilibrio en la Sierra de los Guájares

Cuadro 6. Análisis de las zonas de equilibrio

Pendiente real-equilibrio	Área (Km ²)	Área (%)
< (-25°)	3,6581	9,37
(-25°) - (-10°)	7,3223	18,75
(-10°) - (-5°)	6,9801	17,87
(-5° - 5°)	11,8218	30,27
5° - 10°	4,9078	12,57
10° - 25°	3,2777	8,39
> 25°	1,0829	2,77

El último análisis realizado trata de estimar la posible influencia del RMS y las zonas de equilibrio sobre los movimientos de ladera, para lo que se ha calculado el coeficiente de Goodman-Kruskal entre los mapas de zonas de equilibrio y los inventarios de movimientos. Los resultados muestran una cierta correlación con desprendimientos (0,53) y deslizamientos traslacionales (0,50), es decir, roturas de tamaño reducido muy controladas por las discontinuidades, y una correlación bastante más baja con corrientes de derrubios (0,22) y deslizamientos rotacionales (0,17) (Fernández, 2001), lo que está de acuerdo con algunos de las observaciones hechas anteriormente en relación a la evolución a largo plazo de estas laderas.

CONCLUSIONES

El estudio de las pendientes rocosas en la zona muestra un cierto grado de desequilibrio de las mismas debido sobre todo a dos factores: la intensa actividad tectónica y erosiva que da lugar a laderas sobreexcavadas –por encima de su equilibrio– que a largo plazo evolucionarán por procesos de ruptura a través de discontinuidades o denudación, y los procesos de disolución que afectan a materiales carbonatados, que producen pendientes por debajo de su equilibrio. No obstante, el análisis tiene un gran interés ya que permite identificar zonas de pendiente superior a la de equilibrio, expuestas a los mencionados procesos de erosión y de inestabilidad de laderas.

La aplicación de estos análisis a superficies a partir de observaciones puntuales resulta factible mediante el uso de técnicas más o menos complejas y superposición de mapas de valoraciones de distintos parámetros, para lo que resultan muy adecuados los sistemas de información geográfica.

Las clasificaciones geomecánicas de los macizos rocosos constituyen una buena herramienta para la caracterización de la resistencia de los macizos, no sólo con fines ingenieriles sino también geomorfológicos.

REFERENCIAS

- Aldaya, F. (1981): *Mapa Geológico de España 1:50.000 (2ª Serie), hoja 1056 (Albuñol): Mapa y memoria explicativa*, 39 pp. IGME.
- Aldaya, F.; Martínez-García, E; Avidad, J; García-Dueñas, V.; Navarro-Vila, F.; Gallegos, J.; Díaz de Federico, A. y Puga, E. (1979): *Mapa Geológico de España 1:50.000 (2ª Serie), hoja 1042 (Lanjarón). Mapa y memoria explicativa*, 65 pp. IGME.
- Augustinus, P.C. (1992): The influence of rock mass strength on glacial valley cross-profile morphometry: A case study from the Southern Alps, New Zealand. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 17, pp. 39-51.
- Avidad, J. y García-Dueñas, V. (1981): *Mapa Geológico de España 1:50.000 (2ª Serie), hoja 1055 (Motril). Mapa y memoria explicativa*, 36 pp. IGME.
- Barton, N.; Lien, R. & Lunde, J. (1974): Engineering classification of rock masses for the design of tunnel support. *Rock Mechanics*, vol. 6, nº 4, pp. 189-236.

- Beckedahl, H.R. (1987): Rock mass strength determinations as an aid to landscape interpretation. In: *International Geomorphology*, V. Gardiner Ed., John Wiley & Sons, pp. 393-405.
- Bieniawski, Z.T. (1979): The geomechanics classification schemes in tunnel construction. *4th Int. Congress on Rock Mechanics*, Montreaux, vol. 2, pp. 41-78.
- Chacón, J.; El Hamdouni, R.; Irigaray, C.; Delgado, A.; Reyes, E.; Fernández, T.; García, A.F.; Juliá, R.; Sanz de Galdeano, C. & Keller, E.A. (2001): Valores de encajamiento de la red fluvial deducidos a partir del estudio de travertinos del Valle de Lecrín y curso bajo del Guadalfeo. En: *La Cuenca de Granada: Estructura, Tectónica Activa, Sismicidad, Geomorfología y dataciones existentes*, pp.29-39.
- Chacón, J. and Corominas J. editors (2003): "Landslides and GIS". Special issue *Natural Hazards* vol 30: 3, pp 263-500. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Cruden, D.M.; Eaton, T.M. & Hu, X.Q. (1988): Rockslide hazard in Kananaskis Country, Alberta, Canada. *5th Inter. Symposium on Landslides*, Lausanne, Balkema, pp. 1147-1152.
- Estevez, A.; Delgado, F.; Sanz de Galdeano, C. y Martín-Algarra, A. (1985): Los Alpujarrides al S de Sierra Nevada. Una revisión de sus estructura. *Mediterránea, Serv. Geol.*, vol. 4, pp. 5-32.
- Fernández, T. (2001): *Cartografía, análisis y modelado de susceptibilidad a movimientos de ladera en macizos rocosos mediante SIG: Aplicación a sectores del S de Granada*. Tesis Doc. Univ. Granada.
- Fernández, T.; Irigaray, C. & Chacón, J. (1994): Large scale analysis and mapping of determinant factors of landsliding affecting rock massifs in the eastern Costa del Sol (Granada, Spain). *7th International IAEG Congress*, pp. 4679-4685.
- Irigaray, C.; Fernandez, T. & Chacón, (2003): Preliminary Rock-Slope-Susceptibility Assessment Using GIS and the SMR Classification. In Chacón, J. and Corominas J. (eds.), "*Landslides and GIS*" Special issue *Natural Hazards*, 30:3, pp.309-324, 2003. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Kirkaldie (1988): *Rock classifications systems for engineering purposes*. ASTM STP, 984, Cincinnati, Ohio, 167 pp.
- Junta de Andalucía (1985): *Mapa geológico de Andalucía a escala 1:400.000. Mapa y memoria*, 150 pp.
- Moon, B.P. (1984): The forms of rock slopes in the Cape fold mountains. *South African Geographical Journal*, vol. 66, pp. 16-31.
- Moon, B.P. (1986): Controls on the form and development of rock slopes in fold terrane. In "*Hillslope Processes*", A.D. Abrahams (Ed.), Allen & Unwin, London, pp. 225-243.
- Moon, B.P. & Selby, M.J. (1983): Rock mass strength and scarp forms in southern Africa. *Geografiska Annaler*, 65 A, 135-145.
- Romana, M. (1985): New adjustment ratings for application of Bieniawski classification for slopes. *Int. Symp. On the role of Rock Mechanics*, Zacatecas, pp. 49-53.
- Romana, M. (1993): A geomechanical classification for slopes: Slope Mass Rating. In *Comprehensive Rock Engineering*, Ed. J. Hudson. Pergamon, vol.3, pp. 575-600.
- Romana, M.; Serón, J.B. & Montalar, E. (2003): La clasificación geomecánica SMR mediante un SIG. En: *Mapas de susceptibilidad a los movimientos de ladera con técnicas SIG*, pp. IGME
- Selby, M.J. (1980): A rock mass strength classification for geomorphic purposes: with tests from Antarctica and New Zealand. *Z. Geomorph. N.F.*, vol., 24, pp. 31-51.
- Selby, M.J. (1982): *Hillslope Materials and Processes*. Oxford University Press. 264 pp.
- Selby, M.J. (1987): Rock slopes. In: *Slope Geotechnical Engineering and Geomorpholgy*, M.G. Anderson & K.S. Richards Ed., Wiley, Chichester, pp. 475-504.
- Terzaghi, K. (1946): Rock defects and loads on tunnel support. In: *Rock tunnelling with steep supports*. R.V. Proctor y T. White (Ed.), Comercial Shearing and Stamping Co., Youngstown, pp. 15-99.

Aplicación del SMR para la evaluación de la estabilidad de taludes rocosos mediante un Sistema de Información Geográfica

M. Cano¹, R. Tomás², J. Delgado³, J.C. Cañaveras³, A. Estévez³ y J. A. Pina³

- (1) Estructuras Aliben, S.A., c/ Médico Pedro Herrero, 2, 1º A, 03006, Alicante.
- (2) Departamento de Expresión Gráfica y Cartografía, Escuela Politécnica Superior de Alicante, Universidad de Alicante, Ap. Correos 99, 03080, Alicante.
- (3) Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Ap. Correos 99, 03080, Alicante.

RESUMEN

El "Slope Mass Rating (SMR)" constituye una clasificación geomecánica de uso muy extendido para la caracterización de taludes en roca. Se obtiene por adición al índice RMR básico, calculado a partir de los parámetros de la clasificación de Bieniawski, de una serie de factores de corrección dependientes del paralelismo discontinuidad-talud, del buzamiento de las discontinuidades, del buzamiento relativo entre las discontinuidades y el talud, así como del método de excavación empleado. En el presente trabajo se aplica dicha clasificación a través de un Sistema de Información Geográfica para la determinación de la susceptibilidad a la rotura del frente de una cantera abandonada en el término municipal de Alicante, mostrando los mapas de clasificación del mismo y llevando a cabo una discusión de los resultados obtenidos.

Palabras Clave: Susceptibilidad, peligrosidad, talud, SMR, SIG.

ABSTRACT

The Slope Mass Rating (SMR) is a very used geomechanic classification for rock slope characterization. It is obtained adding to basic RMR, which is calculated from the Bieniawski's

rock mass classification, several parameters depending on parallelism between joints and slope, dip of joints, relative dip between joints and slope, and the method employed during excavation. In this work the SMR classification is applied using a Geographical Information System (GIS) for the determination of failure susceptibility of slopes of an abandoned open pit located in Alicante county, showing classification maps of the slope and taking a discussion of the obtained results.

Key Words: *Susceptibility, hazard, slope, SMR, GIS.*

INTRODUCCIÓN

El estudio de los riesgos geológicos, y en particular, el de los movimientos de ladera requiere la elaboración de cartografías temáticas y su análisis, con el fin de identificar las áreas potencialmente inestables y, por ende, determinar las actuaciones a realizar sobre ellas. En este campo, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han cobrado gran importancia durante los últimos 20 años. Su uso, cada vez más extendido en el campo del análisis de susceptibilidad y riesgo de movimientos de ladera, ha facilitado las tareas de gestión y ordenación del territorio.

Los métodos de cálculo de la susceptibilidad a los movimientos de ladera en taludes rocosos se limitan básicamente a la aplicación de las clasificaciones geomecánicas. Éstas constituyen una herramienta fundamental en la descripción y caracterización de macizos rocosos, proporcionando una valoración cuantitativa de la calidad del macizo o de los taludes rocosos por medio de un algoritmo aritmético simple (Romana, 1997). De entre todas las clasificaciones geomecánicas disponibles para el estudio de taludes rocosos, el índice SMR (Romana, 1985) goza de gran aceptación internacional, dada la gran similitud entre los resultados obtenidos con el mismo y lo observado en la realidad (Romana et al., 2001; 2003).

Diversos autores (Gögl et al., 1998; Serón et al., 2001; Irigaray et al., 2001; Irigaray et al., 2003; Romana et al., 2003) han hecho uso de un SIG para poder determinar la susceptibilidad espacial de taludes artificiales o naturales a través del índice SMR, empleando para ello procedimientos diferentes. En muchos de ellos se determina cada factor que interviene en el cálculo del índice SMR y su valor se considera constante para una región de territorio, cuyo tamaño puede variar desde el afloramiento (donde se han obtenido los datos) a toda una ladera de orientación supuestamente uniforme.

En el presente trabajo se aplica la clasificación geomecánica SMR al frente rocoso de una cantera abandonada situada en la sierra de Fontcalent, en el término municipal de Alicante (Figura 1), en la que está previsto llevar a cabo una restauración, haciendo uso del SIG ráster *Idrisi*. En el mismo se considera que todos los datos referentes a la topografía varían en el espacio en función de la morfología de detalle de la ladera.

LA CLASIFICACIÓN GEOMECÁNICA SMR

Romana (1985) propuso un sistema de clasificación geomecánica de taludes rocosos denominado *Slope Mass Rating* (SMR). Éste se obtiene por la adición de una serie de factores de ajuste, dependientes de la relación geométrica existente entre la discontinuidad y el talud, del tipo de rotura cinemáticamente compatible con el sistema discontinuidad-talud, así como de la suma de un factor dado por el método de excavación, atendiendo a la expresión siguiente:

$$SMR = RMR_{\text{básico}} + (F_1 \cdot F_2 \cdot F_3) + F_4 \tag{1}$$

donde:

- $RMR_{\text{básico}}$: se obtiene de acuerdo con la clasificación de *Bieniawski* (1989), sin aplicar las correcciones de paralelismo entre las discontinuidades que afectan al macizo y la ladera.
- F_1 : depende del ángulo que forman las direcciones de las discontinuidades y del talud (A). Varía de 0,15 a 1,0. Toma el valor de 0,15 cuando el ángulo entre el plano de la junta y el talud es mayor de 30° y la probabilidad de rotura es muy pequeña. Sin embargo, alcanza el valor de 1,0 cuando ambos planos son paralelos o subparalelos (Cuadro 1).
- F_2 : se refiere al buzamiento de la discontinuidad (β_j). Su valor varía entre 0,15 y 1,0. Toma el valor de 0,15 cuando el buzamiento de la junta es menor de 20° y 1,0 para buzamientos mayores de 45°. Para la rotura por vuelco, F_2 toma el valor de 1,0. En cierto

Cuadro 1. Parámetros de corrección F_1 , F_2 y F_3 de la clasificación SMR (modificado de *Romana*, 1985).

Tipo de rotura		Muy favorable	Favorable	Normal	Desfavorable	Muy desfavorable	
P	A	$ \alpha_j - \alpha_s $	>30°	30-20°	20-10°	10-5°	
T		$ \alpha_j - \alpha_s - 180 $					
W		$ \alpha_j - \alpha_s $					
P/T/W	F_1		0.15	0.40	0.70	0.85	1.00
P/W	B	$ \beta_j $ ó $ \beta_s $	<20°	20-30°	30-35°	35-45°	>45°
P/W	F_2		0.15	0.40	0.70	0.85	1.00
T			1.00				
P	C	$\beta_j - \beta_s$	>10°	10-0°	0°	0-(-10°)	<(-10°)
W		$\beta_j - \beta_s$					
T		$\beta_j + \beta_s$					
P/T/W	F_3		0	-6	-25	-50	-60

P: rotura plana; T: rotura por vuelco; W: rotura en cuña.

modo se trata de una medida de la probabilidad de la resistencia a esfuerzo cortante de la junta (Cuadro 1).

- F_3 : se refiere a la relación entre los buzamientos del talud y las discontinuidades (C). Se mantienen los valores propuestos por *Bieniawski* (1989) que son siempre negativos (Cuadro 1).
- F_4 : es un factor de ajuste por el método de excavación empleado. Incluye la pendiente natural, precorte, voladura suave, voladura normal o excavación mecánica y voladura deficiente (Cuadro 2).

El procedimiento sistemático que Romana propone para cuantificar los factores de ajuste del SMR es precisamente lo que hace que se trate de un método muy útil para analizar la susceptibilidad a la rotura de taludes rocosos (*Irigaray et al.*, 2003).

Cuadro 2. Parámetro de corrección F_4 de la clasificación SMR (*Romana*, 1985).

Método de excavación	F_4
Talud natural	+15
Precorte	+10
Voladura suave	+8
Voladura normal o excavación mecánica	+0
Voladura deficiente	-8

MARCO GEOLÓGICO Y GEOTÉCNICO DEL ÁREA DE ESTUDIO

La zona objeto de estudio se encuentra en el conjunto de las Zonas Externas de la Cordillera Bética. Los materiales están constituidos por el tramo superior de la serie jurásica de Fontcalent, concretamente el *Tithoniense*. La litología de todo el frente es muy homogénea, se trata de calizas biomicríticas tableadas, en bancos de 20 a 60 cm, de color gris, gris-oscuro a negro, observándose ocasionalmente finos niveles centimétricos interestratificados, de margas gris-verdosas nodulosas. Se observa, sobre todo a techo, la presencia frecuente de nódulos de pirita en distintas fases de oxidación.

Estos materiales se encuentran intensamente deformados por pliegues y por cabalgamientos, vergentes hacia el norte.

El pliegue general que forma la sierra de Fontcalent es un sinclinal volcado con apariencia antiformal (los materiales más modernos corresponden al núcleo). La dirección principal del mismo es N60E, aunque hacia el NE (zona de las canteras) la dirección varía a N45E. Sobre este pliegue general y a modo de “unidad superior” se desarrolla simultáneamente y asociado al mismo un cabalgamiento, con rampas y llanos.

En el borde occidental de la sierra existe una falla transtensiva dextra de componente normal (Figura 1). Presenta rampas frontales, por las cuales han extruido materiales triásicos. Aparte de esta falla de borde y del cabalgamiento, con sus cizallas asociadas, también existen otras fallas, tanto normales como inversas, aunque de menor entidad.

El macizo rocoso presenta unas características geotécnicas muy homogéneas. La roca matriz se caracteriza por una resistencia a compresión simple (obtenida mediante análisis esclerométrico) siempre superior a 195 N/mm². El *RQD* (calculado con la fórmula propuesta por *Hudson y Priest, 1979* a partir de la separación o espaciado medio entre discontinuidades) es siempre mayor del 96,8%. En el frente estudiado se ha identificado sólo una familia sistemática de discontinuidades, la estratificación, que presenta a su vez la misma orientación en todo el frente de cantera. Tan sólo el buzamiento de los estratos presenta variaciones a lo largo del talud. Esta circunstancia, unida a la distinta orientación de los taludes del frente de cantera, son las que condicionan la clasificación geomecánica del macizo. En el corte geológico de la Figura 1 se observa esta variación del buzamiento. Las fallas anteriormente descritas, representan, por otra parte, las demás discontinuidades presentes en el macizo.

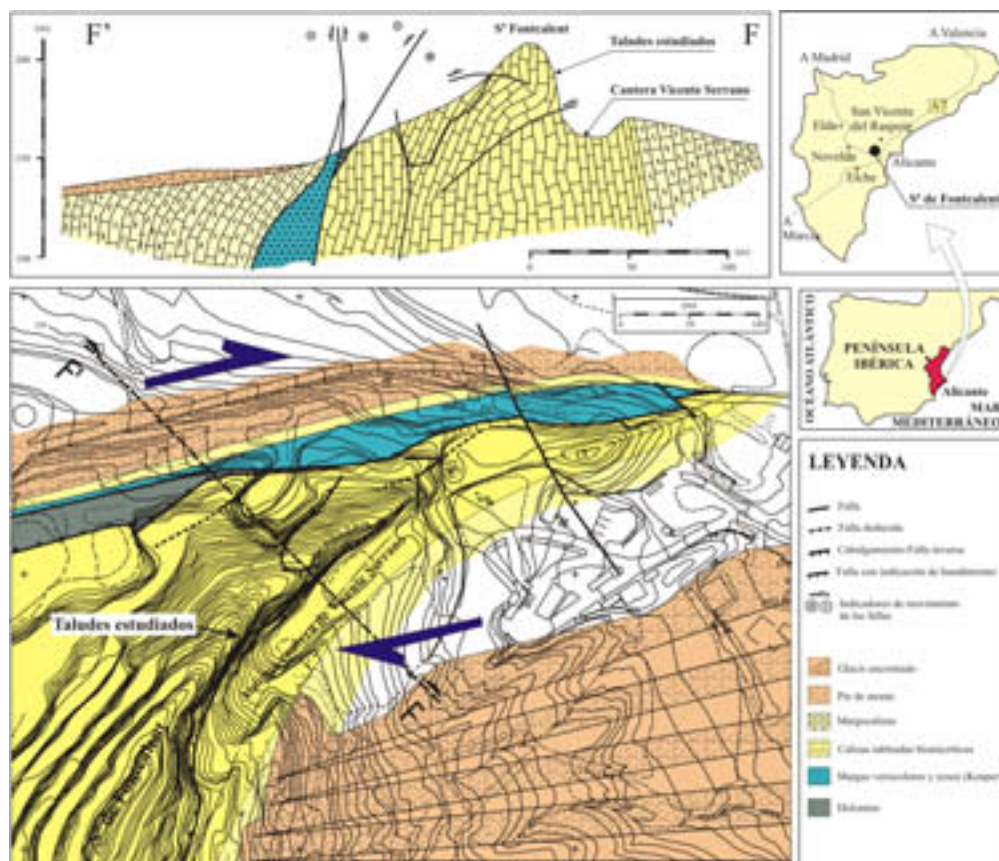


Figura 1. Situación y geología de la zona de estudio (adaptado de *Cano, 2003*).

Las discontinuidades (estratificación) presentan una persistencia siempre superior a 20 m, un espaciado medio que oscila entre 26 y 57 cm y una apertura variable entre 1 y 22 cm. Su

superficie es ligeramente rugosa, presentando un estado de meteorización moderado-ligero y rellenas de un material blando.

Como se ha comentado anteriormente, en este frente de cantera tan sólo aparece otro tipo de discontinuidades, fallas, a las que no se tiene en cuenta en el estudio por ser irrelevantes para el mismo, debido a su dirección, buzamiento y ubicación en el talud.

METODOLOGÍA

Toma de datos y definición de variables

La toma de datos de los taludes rocosos del frente de la cantera se ha realizado a través de observaciones convencionales de los taludes estudiados, de las discontinuidades que afectan al macizo y de la roca matriz, atendiendo a los requisitos necesarios para la aplicación de las clasificaciones geomecánicas RMR y SMR.

En primer lugar, se ha llevado a cabo una sectorización de los taludes atendiendo a criterios litológicos, de orientación del talud y/o estructurales, procediendo a su cartografía sobre una base topográfica a escala 1:2.000 (Figura 2). Los ocho sectores diferenciados han sido digitalizados y a cada polígono resultante se le ha asociado una base de datos.

Una vez establecidos los sectores de trabajo homogéneos, se ha llevado a cabo una toma de datos en cada uno de ellos a fin de establecer las propiedades del macizo a través del estudio de las propiedades de las discontinuidades y de la roca matriz (Figura 2).

Cuadro 3. Sectorización de los datos de las discontinuidades del frente de la cantera y del método de excavación empleado (Cano, 2003).

Sector / Talud	a_j (°)	b_j (°)	Método de excavación
1	327	79	Voladura deficiente
2	147	83	Voladura deficiente
3	147	83	Voladura deficiente
4	145	71	Voladura deficiente
5	145	71	Voladura deficiente
6	330	73	Voladura deficiente
7	330	73	Voladura deficiente
8	330	73	Voladura deficiente
a _j : Dirección del buzamiento; b _j : buzamiento			

Las observaciones de las discontinuidades llevadas a cabo en el campo han consistido en la descripción del tipo (falla, estratificación o discontinuidad), orientación (dirección y buzamiento), persistencia, abertura, estado de meteorización, rugosidad, existencia y tipo de

relleno, espaciado medio (empleado para calcular el RQD) y el flujo de agua existente a través de las discontinuidades que afectan a los taludes de cada polígono o sector. Estas propiedades constituyen las denominadas variables primarias de las discontinuidades y su valor se ha introducido en la base de datos asociada a cada sector o talud.

La resistencia a compresión simple de la matriz rocosa presente en cada sector constituye otra variable primaria.

Con los parámetros anteriores se ha determinado el índice RMR básico de cada sector, i , a través de la expresión (2):

$$RMR_{basico}(i) = r_{RQD}(i) + r_{\bar{x}}(i) + r_s(i) + r_G(i) + r_J(i) \tag{2}$$

donde r_{RQD} es el factor de la clasificación de *Bieniawski* dependiente del RQD , $r_{\bar{x}}$ es el factor dependiente del espaciado medio entre discontinuidades, r_s es el factor dependiente de la resistencia a compresión simple o resistencia a carga puntual, r_G factor dependiente de las condiciones hidráulicas del macizo y r_J es el factor dependiente del estado de las discontinuidades. Estas nuevas variables constituyen las denominadas variables secundarias de cada sector, i .

A partir de la medida de la orientación de las discontinuidades presentes en cada sector se ha identificado su orientación preferente en cada sector (Cuadro 3). Como se ha comentado previamente, en la zona de estudio se ha reconocido una sola familia sistemática de discontinuidades, de dirección $N58^\circ \pm 2$ y un buzamiento subvertical que, dependiendo del sector considerado, es hacia el norte o el sur. Los valores de dirección de buzamiento (a) y buzamiento (b)

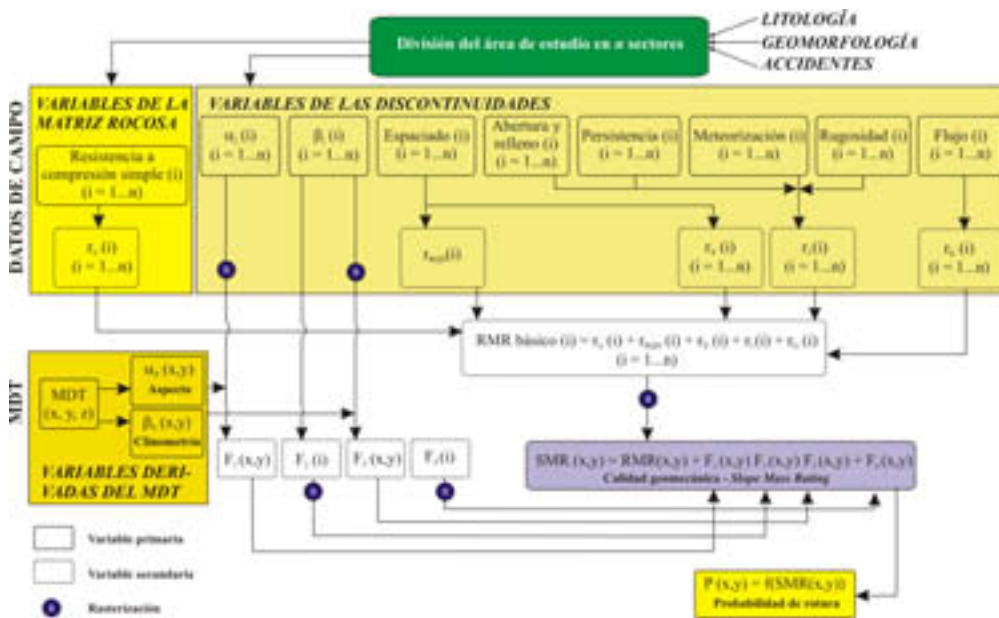


Figura 2. Procedimiento empleado para el cálculo del SMR mediante un SIG.

de la familia de discontinuidades presentan también una estructura de polígono, constituyendo unas variables primarias asociadas a las discontinuidades. Estos datos se han incluido en la base de datos asociada a cada polígono o sector, *i*.

El método de excavación del frente de la cantera constituye una variable primaria relativa a los taludes de cada polígono. Esta variable toma siempre el mismo valor, correspondiente a *voladuras deficientes*, ya que la explotación de la cantera se llevó a cabo haciendo uso de explosivos con el fin de fragmentar al máximo la roca destinada a la fabricación de áridos.

Otro tipo de variables son las derivadas del modelo digital del terreno (MDT). La construcción del mismo se ha hecho a partir de la cartografía a escala 1:2000 del área de estudio y la interpolación mediante triangulación (función *TIN* de *Idrisi*), utilizando para ello una rejilla (*grid*) de 2 m de lado. A partir de este MDT se ha obtenido la clinometría (Figura 3) y el aspecto (Figura 4). Estas variables presentan estructura tipo rejilla y se determinan haciendo uso de las funciones *slope* y *aspect* propias del *software Idrisi*.

CÁLCULO DEL SMRY DE LA PROBABILIDAD DE ROTURA DE LOS TALUDES

Llegados a este punto del análisis espacial, nos encontramos con 8 sectores (Figura 3) diferenciados en el frente de la cantera, para cada uno de los cuales se han determinado sus variables primarias relativas a las discontinuidades, a la matriz rocosa y a los taludes, así como las variables derivadas del MDT.

Todas estas variables constituyen los parámetros de entrada del SIG (*inputs*), a partir de los cuales determinaremos las variables secundarias y las finales (*outputs*). El proceso de obtención del mapa de calidad geomecánica, de susceptibilidad a la rotura y de peligrosidad se resume en la Figura 2.

El SMR presenta estructura del tipo rejilla, por lo que previo a su cálculo es necesario rasterizar aquellas variables primarias o secundarias asociadas a cada polígono (Figura 2) con el fin de poder llevar a cabo las operaciones oportunas que permitan su cálculo así como la obtención de la probabilidad de rotura.

El cálculo del SMR (Figura 5) se ha efectuado a través de operaciones aritméticas simples mediante la calculadora incorporada en el SIG. Una vez calculado este índice de calidad geomecánica de los taludes, se ha procedido a asignar a cada clase geomecánica la correspondiente susceptibilidad a la rotura (Figura 5) y probabilidad de rotura o peligrosidad (Figura 6) según los valores propuestos por *Romana* (1985), haciendo uso de la opción *assign* de *Idrisi*.

El mapa de calidad geomecánica de los taludes proporcionada por el índice SMR (Figura 5) muestra un predominio de puntos de clase III (parcialmente inestable), sobre todo en los extremos del frente del talud. En la parte central existe toda una franja de clase IV (inestable), con algunos puntos localizados de clase V (totalmente inestable). La calidad media del frente de la antigua cantera es la correspondiente a la clase III (parcialmente inestable). Estos resultados se han confrontado con las observaciones de campo manifestándose un sorprendente grado de coincidencia entre ambos, lo que pone de manifiesto la utilidad de la metodología así como la validez del índice SMR para la definición de este tipo de fenómenos.

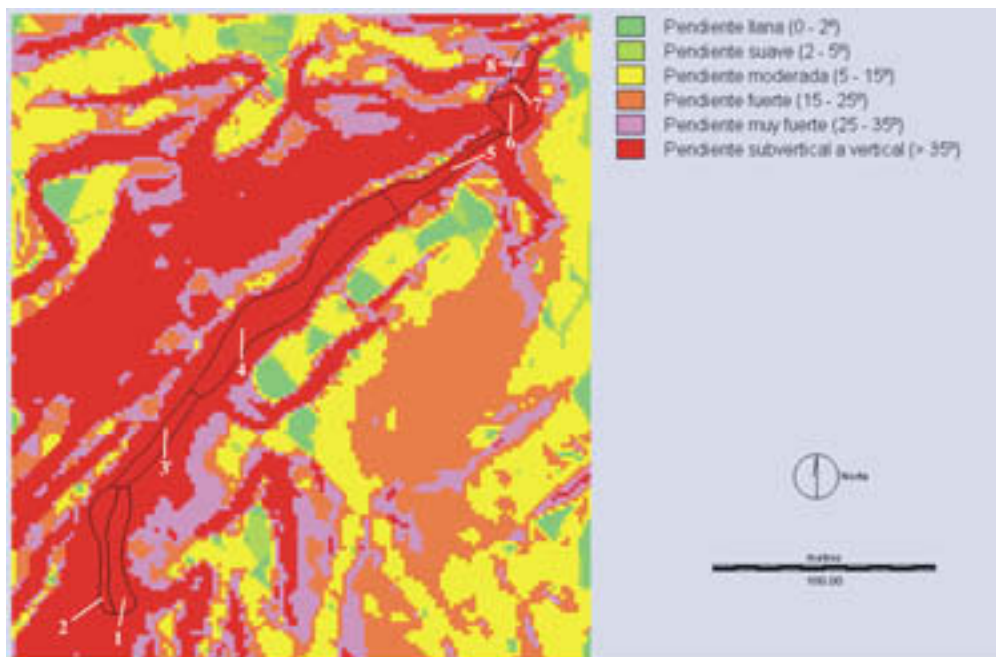


Figura 3. Mapa clinométrico de los taludes de la zona de estudio. Los intervalos se han establecido según criterio de la Comisión de Reconocimiento y Cartografía Geomorfológica de la Unión Geográfica Internacional (Demek, 1972).

La cartografía de probabilidad de rotura (Figura 6) muestra resultados proporcionales a los del mapa de calidad geomecánica, ya que como se ha comentado, ésta se obtiene a partir del valor del SMR, existiendo una relación inversa entre la calidad geomecánica y la probabilidad de rotura. La mayor parte del frente de la cantera presenta una probabilidad de rotura del orden del 40%, existiendo zonas localizadas donde este porcentaje puede llegar a ser del 90%. Estos valores pueden resultar de gran interés en el cálculo del riesgo, en el cual interviene la peligrosidad o probabilidad de rotura como un factor más a considerar, junto con la vulnerabilidad y el coste o valor de los elementos expuestos al proceso considerado.

DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

En función de los resultados mostrados en los apartados anteriores, se ha procedido a estimar el valor del SMR correspondiente a cada uno de los sectores definidos inicialmente. Para ello se ha llevado a cabo un análisis cruzado entre los sectores del frente de la cantera diferenciados (ver Figuras 3 ó 4) y los valores del SMR calculado con el SIG, valores a los cuales llamaremos en adelante SMR_{SIG} (Cuadro 4). Éstos se diferenciarán de los valores del SMR resultantes del procedimiento convencional de cálculo llevado a cabo por Cano (2003),

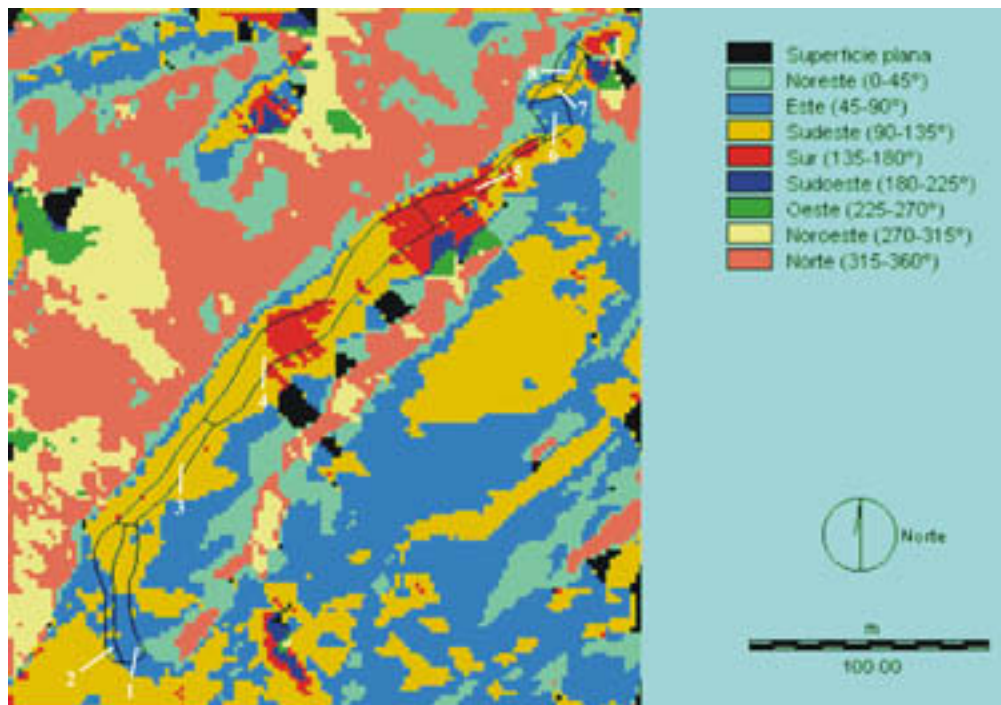


Figura 4. Mapa de orientación de los taludes (*aspect*).

consistente en considerar que las propiedades de las discontinuidades, de la matriz y la orientación de los taludes son constantes en todo un amplio sector, sin distinguir irregularidades en la morfología del talud, como se ha hecho en este trabajo.

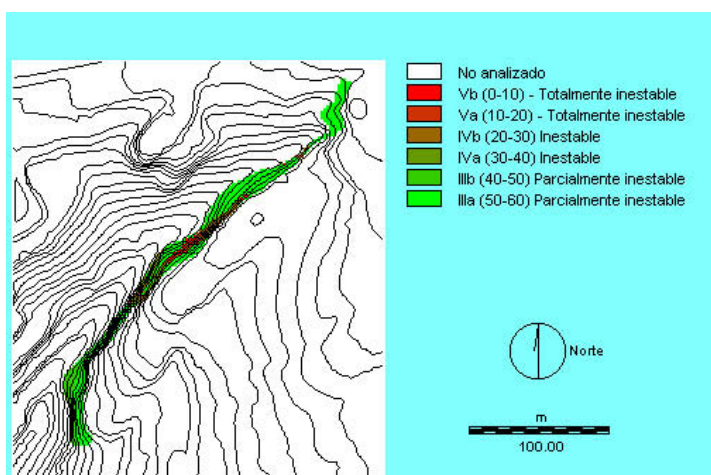


Figura 5. Mapa de calidad geomecánica y susceptibilidad según el SMR de la zona estudiada.

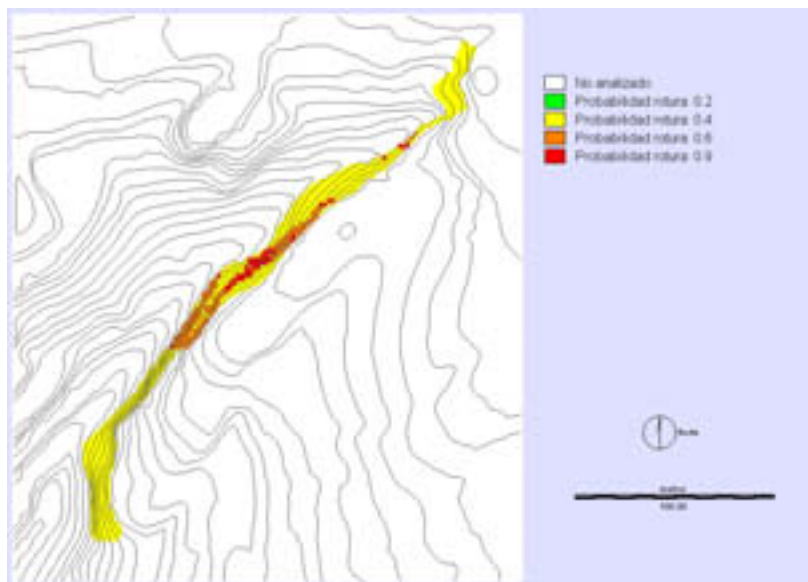


Figura 6. Mapa de probabilidad (peligrosidad) de rotura según el SMR.

En principio, el hecho de considerar una orientación media para cada sector, al calcular el SMR convencional, nos hizo pensar que las mesoirregularidades topográficas, que se producían en el frente de la cantera, harían que el índice diera valores muy diferentes a los proporcionados por el SMR_{SIG} , el cual toma un valor para cada punto del sector. Sin embargo, tal y como se desprende de los resultados del análisis cruzado (Cuadro 4), si consideramos los valores medios del SMR_{SIG} correspondientes a cada sector observamos que en ninguno de los sectores estudiados se produce cambio en la subclase, excepto en el sector 7, donde el SMR_{SIG} medio es superior al SMR convencional. Si en vez de considerar el SMR_{SIG} medio hacemos uso del SMR_{SIG} mínimo concluimos que las diferencias con el SMR convencional son mucho mayores, llegando incluso a ser superiores a dos clases (cuatro subclases). A su vez el SMR_{SIG} máximo proporciona valores más altos que los obtenidos por el procedimiento convencional y, en consecuencia, más favorables.

Por lo tanto, puede decirse que las mejores coincidencias entre ambos índices las proporcionan los valores medios del SMR_{SIG} , obtenidas como valor promedio de todos los píxeles de un mismo sector, mientras que los valores del SMR_{SIG} mínimos generalmente proporcionan valores muy inferiores a los calculados con el procedimiento convencional (SMR convencional). Este mismo hecho ya fue observado por *Irigaray et al.*, 2001 y 2003 al comparar el SMR observado con el estimado con el SIG, con la particularidad de que ellos trabajaban con cuatro familias de discontinuidades en vez de una sola.

Asimismo, el efecto de las mesoirregularidades topográficas sobre el cálculo del SMR convencional se observa claramente en los sectores de estudio 4 y 5 (Cuadro 4 y Figuras 3 y 4). Estos sectores presentan un frente irregular con ligeros cambios en la orientación de las

Cuadro 4. Resultados del análisis cruzado (*crossstab*) de los diferentes sectores vs. el SMR calculado con el SIG (SMR_{SIG}) y comparación con el SMR calculado por el procedimiento clásico (SMR convencional).

CLASE ↓	SMR_{SIG} ↓	SECTOR							
		1	2	3	4	5	6	7	8
V	7	-	-	-	23 (6%)	1 (1%)	-	-	-
	14	-	-	-	17 (5%)	2 (2%)	-	-	-
	15	-	-	-	1 (0%)	-	-	-	-
IV	22	-	-	-	60 (16%)	5 (6%)	-	-	-
	37	-	-	-	55 (15%)	-	-	-	-
III	49	-	76 (100%)	18 (23%)	-	-	-	-	-
	50	-	-	-	7 (2%)	-	-	-	-
	51	2 (2%)	-	48 (62%)	30 (8%)	24 (28%)	-	-	-
	52	12 (11%)	-	7 (9%)	39 (11%)	19 (22%)	-	-	-
	53	93 (87%)	-	5 (6%)	30 (8%)	9 (11%)	21 (44%)	11 (58%)	15 (47%)
	55	-	-	-	20 (5%)	-	-	-	-
	56	-	-	-	19 (5%)	1 (1%)	22 (46%)	5 (26%)	4 (12%)
	57	-	-	-	68 (18%)	24 (28%)	5 (10%)	3 (16%)	13 (41%)
Total píxeles→		107	76	78	369	85	48	19	32
		SECTOR							
		1	2	3	4	5	6	7	8
SMR_{SIG}	MEDIO	53 (IIIa)	49 (IIIb)	51 (IIIa)	41 (IIIb)	50 (IIIb)	55 (IIIa)	54 (IIIa)	55 (IIIa)
	MÁXIMO	53 (IIIa)	49 (IIIb)	53 (IIIa)	57 (IIIa)	57 (IIIa)	57 (IIIa)	57 (IIIa)	57 (IIIa)
	MÍNIMO	51 (IIIa)	49 (IIIb)	49 (IIIb)	7 (Vb)	7 (Vb)	53 (IIIa)	53 (IIIa)	53 (IIIa)
SMR convencional		52 (IIIa)	49 (IIIb)	51 (IIIa)	45 (IIIb)	45 (IIIb)	53 (IIIa)	40 (IVa)	53 (IIIa)

curvas de nivel, así como en el buzamiento de las discontinuidades, lo que hace, que al calcular el SMR convencional considerando una orientación media, observemos que este valor difiere de los obtenidos para el SMR_{SIG} para cada punto. Así, por ejemplo, el SMR convencional calculado para el sector 4 es 45, mientras que los valores obtenidos a través del SIG (SMR_{SIG}) varían entre 7 y 57. Este efecto es atribuible a la morfología del sector (mesoirregularidades), imposible de considerar en un análisis convencional de cálculo del SMR.

El efecto contrario se observa en el sector 2 (Figura 4), donde todos los píxeles proporcionan el mismo valor del SMR_{SIG} de 49 puntos (Cuadro 4), coincidente con el SMR convencional

calculado. La coincidencia absoluta de los índices calculados por los dos procedimientos es debida, en este caso, a la uniformidad de la orientación y a la inexistencia de irregularidades topográficas dentro del sector.

CONCLUSIONES

La metodología propuesta proporciona un índice de calidad (subclase Vb, Va, IVb, IVa, IIIb, etc.), la susceptibilidad (totalmente inestable, inestable, parcialmente inestable, etc.) y la peligrosidad (probabilidad de rotura) de los taludes rocosos a través del SMR para cada punto del frente estudiado, dentro del cual existen irregularidades que afectan al SMR convencional. Esta es precisamente la principal ventaja de la metodología propuesta, el hecho de que dentro de un mismo sector de estudio, al cual correspondería un solo valor del SMR si trabajásemos de forma convencional, podamos calcular la calidad geomecánica en cada punto.

Para cada sector estudiado se ha observado que el SMR_{SIG} medio proporciona los valores más parecidos a los calculados con el SMR convencional, mientras que el SMR_{SIG} mínimo facilita valores muy desfavorables y diferentes a los del SMR convencional.

También se ha observado que cuando se trata de sectores con una topografía muy uniforme y regular, como ocurre en el sector 2 estudiado, el SMR convencional y el obtenido a través del SIG pueden llegar a coincidir totalmente, lo que podría plantear la conveniencia de estudiar ese talud con el método convencional, ahorrando así trabajo mediante las simplificaciones de la orientación del talud a un solo valor.

Indudablemente, para poder detectar topográficamente mesoirregularidades de magnitud métrica o decamétrica, que puedan producirse dentro de un mismo sector de trabajo, es necesario hacer uso de una cartografía o MDT, cuya escala de trabajo sea adecuada a las necesidades que se planteen. No obstante parece lógico pensar que, para conseguir cartografías de calidad geomecánica, las escalas utilizadas sean tales que permitan la identificación de las irregularidades que puedan condicionar la calidad del sector estudiado. De forma general puede decirse que escalas inferiores a 1:5.000 resultan inadecuadas para estos trabajos, porque las mesoirregularidades de tamaño métrico-decamétrico pasan desapercibidas.

También se ha llevado a cabo una comprobación cualitativa de la cartografía temática obtenida en el campo, constatando un importante grado de coincidencia entre los resultados obtenidos y el comportamiento real del talud.

La metodología resulta sencilla de implementar a través de un SIG, proporcionando cartografías temáticas de gran interés para el estudio de riesgos geológicos de movimiento de ladera. Estas cartografías facilitan a su vez las tareas de ordenación del territorio y permiten el establecimiento de las medidas correctoras y preventivas frente a estos fenómenos. No obstante, como dice el propio Bieniawski (1997), los mapas geomecánicos no deben ser utilizados de forma aislada, sino dentro de un proceso global de diseño durante las fases preliminares o de planeamiento, pero nunca para definir las medidas finales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el proyecto CTIDIB/2002/177 y es la publicación 04/2004 de la unidad de Ingeniería Geológica del grupo de investigación GRUPOS04/085 de la Generalitat Valenciana.

REFERENCIAS:

- Bieniawski, Z.T. (1989): *Engineering Rock Mass Classification*. Wiley, Chichester, 251 pp.
- Bieniawski, Z.T. (1997): *Quo Vadis Rock Mass Classifications*. Viena Eurock 97 Workshop, Felsbau, 177-178.
- Cano, M. (2003): *Consideraciones acerca de la sierra de Fontcalent y sus canteras. Actuaciones puntuales en su restauración*. TFC Ingeniería Geológica. Universidad de Alicante.
- Deere, D.U. (1964): Technical description of cores for engineering purposes. *Rock. Mech. Eng. Geol.*, 1, 17-22.
- Demek, J. (1972): *Manual of detailed geomorphological mapping*. Academia Prague. 368 pp.
- Gögl, M.L., Ronzani, G., Strada, C., Zamai, V. (1998): Caratterizzazione geomecánica ed applicazione di technique GIS ai fini della valutazione di stabilità di pareti rocciose. Studi Trentini di Scienze Naturali, *Acta Geológica*, 75, 65-74, Trento.
- Irigaray, C., Fernández, T., Chacón, J. (2001): Evaluación de la estabilidad en taludes rocoso. Evaluación del SMR mediante un SIG. V *Simposio Nacional de Taludes y Laderas Inestables*, I, 417-428. Madrid.
- Irigaray, C., Fernández, T., Chacón, J. (2003): Preliminary Rock-Slope-Susceptibility assesment using GIS and the SMR classification. *Natural Hazard*, 30, 309-324.
- Hudson, J.A., Priest, S.D. (1979): Discontinuities and rock mass geometry. *Int. Jr. Rock Mech and Min. Sci. and Geomech. Abstr.*, 16, 339-362.
- Romana, M. (1985): New adjustment ratings for application of Bieniawski classification to slopes. *Int. Symp. On the role of rock mechanics ISRM*. Zacatecas, 49-53.
- Romana, M. (1997): El papel de las clasificaciones geomecánicas en el estudio de la estabilidad de taludes. *Actas del IV Simposio Nacional sobre taludes y laderas inestables*, 3, 955-1011. Granada.
- Romana, M., Serón, J.B., Montalar, E. (2001): La clasificación geomecánica SMR: Aplicación experiencias y validación. V *Simposio Nacional sobre taludes y laderas inestables*. Madrid, I, 393-404.
- Romana, M., Serón, J.B., Montalar, Y. (2003): La clasificación geomecánica SMR mediante un sistema de información geográfica. En: F.J. Ayala-Carcedo y J. Corominas, (eds.). *Mapas de susceptibilidad a los movimientos de ladera con técnicas SIG. Fundamentos y aplicaciones en España*, Instituto Geológico y Minero de España, 119-132.
- Serón, J.B., Romana, M., Montalar, E., Cruzado, J.M., Denia, J.L. (2001): Aplicación de la clasificación geomecánica SMR: mediante un sistema de información geográfica (SIG). V *Simposio Nacional de Taludes y Laderas Inestables*, I, 405-416. Madrid.

Efectos de los diques de corrección hidrológico-forestal en la competencia y estabilidad de corrientes efímeras. Aplicación a la cuenca de la rambla de la Torrecilla (Murcia)

C. Conesa García¹, F. Belmonte Serrato¹ y R. García Lorenzo

(1) Departamento de Geografía Física, Humana y Análisis Regional. Universidad de Murcia, Campus de la Merced, s/n. 30001 Murcia.

RESUMEN

Conocer la hidráulica de la corriente y la capacidad de movimiento de los materiales del lecho en tramos afectados por diques transversales al flujo es totalmente necesario para evaluar el grado de efectividad geomorfológica de tales estructuras. En el presente estudio se examina la influencia de los diques de corrección hidrológico-forestal en la competencia y estabilidad de corrientes torrenciales, esporádicas en el tiempo, bajo diferentes supuestos de geometría hidráulica. Para ello, se ha seleccionado una cuenca fluvio-torrencial de régimen mediterráneo semiárido (Cuenca de la rambla de la Torrecilla, Murcia) y, dentro de ésta, 36 secciones de cauce transversales, próximas a diques con distinto nivel de relleno y fecha de construcción. Los métodos empleados incluyen ecuaciones de competencia de la corriente y de inicio del movimiento de la carga de fondo para condiciones de flujo uniforme y no uniforme, según los tramos. Asimismo, se analiza el comportamiento de un índice de estabilidad de la corriente, aguas arriba y abajo de los citados diques, basado en la ratio entre la tensión de corte límite aplicada al fondo durante avenidas de diferente magnitud y la tensión crítica de arrastre calculada a partir del material de lecho superficial.

Palabras Clave: Diques, corrección hidrológico-forestal, competencia de la corriente, tensión de corte límite, tensión crítica, índice de estabilidad, Cuenca de la rambla de la Torrecilla, Murcia.

ABSTRACT

To know the flow hydraulics and the capacity of bedload movement in reaches affected by cross dikes is completely necessary to evaluate the degree of geomorphological effectiveness of these structures. This work focuses on the effects of the hydrological-forest correction dikes in the competence and stability of torrential streamflows, under different conditions of hydraulic geometry. For it, a fluvio-torrential basin of Mediterranean semiarid regime (Cuenca de la Torrecilla, Murcia) and, inside this one, 36 cross-sections of channel, near dikes, with different filling levels and dates of construction, have been selected. The used methods include equations of flow competence and the initiation of bed movement for uniform and nonuniform flow conditions, according to the characteristics of reaches. Likewise, the behaviour of a stream stability index, upstream and downstream from dikes, based on the ratio between the boundary shear stress applied to the bed during different flow events and the critical entrainment shear stress calculated from the size of the surface bed material, is analyzed.

Key Words: Dikes, hydrological-forest corrections, equations of flow competence, boundary shear stress, critical entrainment shear stress, stream stability index, Cuenca de la Torrecilla, Murcia.

INTRODUCCIÓN

Los diques de retención de sedimentos son estructuras frecuentemente utilizadas en los Proyectos de restauración hidrológico-forestal de muchas cuencas torrenciales mediterráneas. Un claro ejemplo de este tipo de actuación lo constituye el Proyecto de restauración de la cuenca de la rambla de la Torrecilla, objeto del presente estudio (López Bermúdez *et al.*, 2001). Dicha cuenca tiene una extensión de 14,7 km² y se ubica en la vertiente suroriental de la Sierra de la Torrecilla (Suroeste de la región de Murcia), donde predominan materiales metamórficos (dominio Bético *s. str.*) y un matorral denso de porte bajo (*Artemisia barrelieri*, *Anthyllis cytisoides*, *Rasmarinus officinalis*, *Rhamnus lycioides*,...). Consta de un total de 30 diques, la mayoría de ellos construidos entre 1972 y 1979. Cuatro diques datan del período 1986-1988 y otros dos llevan fecha de 1995 y 1997.

Determinar su grado de eficacia implica valorar qué tipo de efectos hidráulicos, hidrológicos y geomorfológicos provocan aguas arriba y abajo de los mismos. El estado de relleno en que se encuentran estos diques y el grado de erosión local producida aguas abajo tienen gran implicación sobre la pendiente y la composición granulométrica del lecho en los tramos afectados, variables ambas de las que dependen estrechamente la competencia y la estabilidad de la corriente. Por otra parte, el concepto de la competencia del flujo, en tanto que corriente necesaria para movilizar los materiales del lecho, ha sido comunmente aplicado para analizar la estabilidad del cauce. La literatura existente al respecto revela cierta ambigüedad termino-

lógica y emplea ecuaciones en general poco adaptadas a las limitaciones y asunciones inherentes a su propia obtención. Las ecuaciones de competencia hidráulica aquí utilizadas reflejan las condiciones de flujo, a veces asociadas a irregularidades topográficas del lecho, y los rasgos de “acorazamiento” propios de depósitos heterométricos situados aguas abajo de los diques, donde son característicos los tamaños de las partículas D_{84} y D_{90} (tamaños por debajo de los cuales se encuentra el 84 y 90 % del peso de la muestra respectivamente).



Figura 1. Localización de los tramos seleccionados sobre un mapa orto (2002).

METODOLOGÍA

Se han seleccionado 9 tramos con dique, dotados de una longitud (L) media de 200 m. Cada uno de ellos consta de dos subtramos de 100 m, situados uno aguas arriba (Ar) y otro aguas abajo del citado dique (Ab). En cada subtramo se han realizado muestreos granulométricos y mediciones de geometría hidráulica para dos secciones: una próxima al dique (1) y otra más alejada (2), de manera que han sido controlados 4 secciones por tramo: Ar_1 y Ar_2 , en el segmento de cuña sedimentaria situado aguas arriba del dique, y Ab_1 y Ab_2 en el segmento de cauce erosionado aguas abajo del mismo (figura 2). El total de secciones transversales analizadas asciende, por tanto, a 36.

De nueve tramos escogidos, tres corresponden a diques completamente rellenos de sedimentos (Torrecilla 4, Cocón 6 y Navazo 9), otros tres presentan diques con un relleno en torno al 50 por ciento (Torrecilla 25, Navazo 10bis y Navazo 12) y los tres restantes muestran diques con escaso relleno, inferior al 20 por ciento de su capacidad (Torrecilla 31, Torrecilla 32 y Torrecilla 33).



Figura 2. Ejemplo de tramo y secciones en estudio. Tramo Torrecilla 31.

Para condiciones de corriente uniforme, con superficie de la corriente paralela al lecho y escasas o nulas fluctuaciones de velocidad y calado, se utiliza la ecuación

$$\tau_o = \gamma R_h S \quad (1)$$

donde R_h es el radio hidráulico (cociente entre el área mojada, A , y el perímetro mojado del cauce), S la pendiente de la superficie del agua y γ el peso específico del fluido ($\gamma = \rho g$), siendo ρ la densidad de la masa del agua y g la aceleración debida a la gravedad. Sin embargo, para un mismo caudal, en cursos de pendiente y secciones variables, R_h puede cambiar en lugares concretos, dependiendo de cómo afecte la geometría del cauce a los parámetros A y P . Más aún, S suele equipararse a la pendiente de fricción (S_f), definida como la pérdida de energía producida por la fricción límite a lo largo de L , cuando realmente S_f puede diferir de S debido a las pérdidas de energía provocadas por la aceleración en un tramo que tiende a constreñirse o expandirse, o a partir de intercambios de agua superficial /subsuperficial (Hicks y Mason, 1991). En tal caso, la citada ecuación ha de reflejar los diferentes niveles de resistencia de la corriente, lo que hace difícil su estimación. Esta dificultad se acusa muy especialmente en los tramos afectados por la construcción de diques transversales, ya que éstos introducen netas variaciones de régimen en poca distancia, desaconsejando en parte su aplicación. Aun así, resulta bastante común adoptar la pendiente de la superficie del agua (S) e incluso la pendiente de fondo para obtener valores aproximados de S_f aplicables al cálculo de τ_o .

Se trata de una ecuación útil para evaluar la estabilidad de los cauces fluviales en régimen uniforme (Downes et al., 1997; Duncan et al., 1999; Conesa García, 2002), pero en tramos con variaciones locales conviene emplear la fórmula:

$$\tau_o = \rho g h \text{ sen}\theta \quad (2)$$

donde h es la profundidad del agua y el $\text{sen}\theta$ la pendiente del lecho. De esta forma, τ_0 se obtiene para un área unitaria particular del fondo del cauce susceptible de cambiar aguas arriba y abajo. De hecho, conforme aumenta en uno u otro sentido h o el componente de la gravedad ($g \cdot \text{sen}\theta$), también lo hace τ_0 potencial, siendo éste un excelente indicador de estabilidad del cauce para tramos con secciones longitudinalmente variables.

Las ecuaciones 1 y 2 pueden resultar válidas para tramos de rambla marginales a las influencias de los diques, pero en los tramos de corrección hidrológica analizados requieren cierta adecuación. En muchos casos, en particular inmediatamente aguas abajo de los diques, se dan condiciones de flujo no uniforme y régimen variable. Los cambios de pendiente del lecho y de granulometría impuestos por estas estructuras, aguas arriba y abajo de su lugar de ubicación, suponen importantes variaciones en la geometría del flujo de avenida para un mismo caudal y en tramos cortos. Las ecuaciones de fricción aplicados a estos cauces deben expresar, por tanto, la tensión de corte bajo condiciones de flujo no uniforme (Henderson, 1966; Vanoni, 1975). Tales ecuaciones incluyen variables que representan la geometría del cauce, la resistencia de la corriente y la estimación de S_f .

Para el cálculo de la velocidad de la corriente de avenida se ha empleado la ecuación de Manning, considerada la ecuación de resistencia de la corriente más recurrida para cursos de agua no aforados:

$$v = \left(\frac{1}{n}\right) R_h^{2/3} S_f^{1/2} \quad (3)$$

Donde v es la velocidad media y n el coeficiente de rugosidad de Manning.

La ecuación de fricción de Darcy-Weisbach ha servido para deducir el parámetro adimensional de fricción f_r :

$$f_r = \sqrt{(8 g R_h S_f) / v^2} \quad (4)$$

Aquí, f_r tiene una relación de proporcionalidad no dimensional con el producto g , R_h y S_f . Resolviendo a la vez las ecuaciones 1 y 4 para $R_h S_f$ y despejando τ_0 bajo la asunción de que S y S_f son iguales se obtiene:

$$\tau_0 = 1/8 f_r \rho v^2 \quad (5)$$

Esta ecuación resulta más apropiada para condiciones de corriente no uniforme (Lorang y Hauer, 2003) y ha sido adoptada para calcular la tensión de corte de la corriente en los tramos que presentan este tipo de flujo.

Estimación del umbral de arrastre y competencia de la corriente. En la literatura existente es frecuente expresar τ_0 para una condición específica de la corriente y τ_c como un umbral de tensión de corte crítica, a partir del cual puede iniciarse el movimiento de las partículas (Komar, 1989; Lorang y Hauer, 2003). El concepto de competencia de la corriente se define cuantitativamente mediante la relación de τ_0 con el diámetro característico D_s del material del lecho, del que depende τ_c , o sea mediante una relación escalar de equilibrio entre la fuerza

que representa el peso sumergido de las partículas y la fuerza de arrastre de la corriente. La tensión crítica (τ_c) en tramos de baja pendiente ($S < 0,005$), con ratio $D_{max}/D_{50} < 22$ y diámetro de las partículas entre 10 y 100 mm, ha sido estimada con la ecuación de competencia de flujo desarrollada por Komar (1987):

$$\tau_c = 0,045 (\rho_s - \rho) g D_{50}^{0,6} D_{max}^{0,4} \quad (6)$$

donde D_{max} es el diámetro máximo y los valores de los exponentes 0,6 y 0,4 proceden de datos obtenidos en cursos de escaso declive.

Para el resto de situaciones, las más frecuentes, se adopta la fórmula de Shields basada en el umbral de inicio del movimiento (Shields, 1936):

$$\tau_c = 0,056 \gamma_s' D_{50} \quad (7)$$

donde γ_s' es el peso específico del sedimento sumergido y D_{50} el diámetro correspondiente al 50 % (mediana) del peso de la muestra.

Asimismo, a partir de τ_c se han obtenido los valores de tensión crítica adimensional (τ_c^*), siendo

$$\tau_c^* = \frac{\tau_c}{(\rho_s - \rho) g \cdot D_s} = \frac{\tau_c}{\gamma_s' \cdot D_s} \quad (8)$$

Dado que buena parte de los lechos aluviales estudiados, especialmente los que se sitúan aguas abajo de las presas de sedimentos, presentan procesos de acorazamiento en depósitos heterométricos, también interesará conocer la ecuación de regresión simple entre D_{84} y τ_c .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variabilidad de los parámetros dinámicos de la corriente

El estado actual de los diques muestra un desigual efecto geomorfológico en los tramos afectados. Dependiendo del grado de colmatación y de la naturaleza y estructura de los diques, cambian aguas arriba y abajo la pendiente y la tensión límite de corte sobre el lecho, condicionando así los resultados obtenidos mediante las ecuaciones de competencia de la corriente para ambos tramos.

– *Diques colmatados.* Implican una disminución de la pendiente aguas arriba (Ar) respecto a la existente antes de su construcción, pero también en determinados casos, una importante reducción de S en el subtramo Ab , próximo al pie de la presa, asociada a una fuerte erosión local (cuadro 1). El tramo Cocón 6 es claro ejemplo de ello; aquí la pendiente del lecho se reduce hasta un 0,004 en Ab , mientras que en la sección Ar , situada junto a la coronación del dique, se alcanza el valor de S mínimo posible (0,026) para el nuevo perfil de equilibrio adquirido con el relleno. Más frecuentes son los tramos, donde la pendiente aguas abajo del

dique, lejos de quedar amortiguada, se incrementa sustancialmente, sin duda debido a la menor permeabilidad del sustrato y a la escasa efectividad geomorfológica del siguiente dique (Torrecilla 4 y Navazo 9).

Los valores de tensión de corte reflejan igualmente la variación de la pendiente aguas arriba y abajo de estos diques, de modo que, para $Rh = 0,5$ m, τ_0 pasa de $132,17 \text{ N/m}^2$ (Ar_1) a $200,7 \text{ N/m}^2$ (Ab_1) en Torrecilla 4 y de $117,5 \text{ N/m}^2$ (Ar_1) a 132 N/m^2 (Ab_1) en Navazo 9.

No sucede lo mismo con la velocidad de la corriente, cuya distribución, a pesar de guardar gran relación con los valores de τ_0 (figura 3), está también condicionada por las variaciones de los índices de rugosidad del lecho (n). Los mayores coeficientes de fricción (n) observados en las secciones más próximas al pie de estos diques implican que en las secciones Ab_1 se registren los valores más bajos de velocidad (cuadro 1). A medida que aumenta el radio hidráulico de la corriente de avenida, dichas diferencias se hacen más ostensibles.

Cuadro 1. Parámetros hidráulicos de los tramos de cauce afectados por diques de retención de sedimentos ($R_h = 0,5$ m). Cuenca de la rambla de la Torrecilla.

Tramo dique	Sección	S (m/m)	n	fr	v (m/s)	v_*	τ_0 (N/m ²)	τ_*	Re_*	Fr
100 % relleno										
Torrecilla 4	Ar1	0,027	0,050	0,242	2,09	0,36	132,17	4,53	655	0,94
	Ar2	0,035	0,058	0,336	2,02	0,41	171,33	2,61	1678	0,91
	Ab1	0,041	0,076	0,570	1,68	0,45	200,70	0,13	43288	0,76
	Ab2	0,046	0,066	0,431	2,05	0,48	225,18	1,94	3410	0,92
Cocón 6	Ar1	0,026	0,057	0,324	1,78	0,36	127,27	3,77	1482	0,80
	Ar2	0,021	0,059	0,344	1,55	0,32	102,80	0,69	2939	0,70
	Ab1	0,004	0,061	0,362	0,66	0,14	19,58	0,32	533	0,30
	Ab2	0,022	0,054	0,287	1,73	0,33	107,69	4,58	476	0,78
Navazo 9	Ar1	0,024	0,047	0,221	2,06	0,34	117,48	1,17	2130	0,93
	Ar2	0,029	0,056	0,311	1,91	0,38	141,96	0,72	4601	0,86
	Ab1	0,027	0,065	0,416	1,59	0,36	132,17	2,09	1422	0,72
	Ab2	0,033	0,055	0,299	2,08	0,40	161,54	1,69	2377	0,94
50 % relleno										
Torrecilla 25	Ar1	0,021	0,074	0,537	1,24	0,32	102,80	2,25	905	0,56
	Ar2	0,038	0,069	0,475	1,77	0,43	186,02	5,03	984	0,80
	Ab1	0,014	0,065	0,416	1,15	0,26	68,53	0,24	4625	0,52
	Ab2	0,033	0,059	0,349	1,93	0,40	161,54	0,41	9856	0,87

Navazo 10 bis	Ar1	0,021	0,065	0,416	1,41	0,32	102,80	1,71	1190	0,64
	Ar2	0,025	0,058	0,336	1,71	0,35	122,38	1,78	1484	0,77
	Ab1	0,020	0,057	0,324	1,56	0,31	97,90	0,06	32385	0,70
	Ab2	0,025	0,054	0,287	1,85	0,35	122,38	0,28	9388	0,83
Navazo 12	Ar1	0,004	0,044	0,191	0,91	0,14	19,58	0,49	344	0,41
	Ar2	0,006	0,046	0,211	1,06	0,17	29,37	0,44	713	0,48
	Ab1	0,009	0,066	0,431	0,91	0,21	44,06	0,02	26652	0,41
	Ab2	0,018	0,058	0,336	1,45	0,30	88,11	1,77	912	0,65
< 20 % relleno										
Torrecilla 33	Ar1	0,028	0,066	0,431	1,60	0,37	137,07	52,8	59,30	0,72
	Ar2	0,033	0,061	0,362	1,89	0,40	161,54	0,43	9253	0,85
	Ab1	0,024	0,069	0,475	1,41	0,34	117,48	0,04	55884	0,64
	Ab2	0,026	0,062	0,375	1,65	0,36	127,27	0,07	42892	0,74
Torrecilla 32	Ar1	0,029	0,059	0,341	1,83	0,38	141,96	6,44	512	0,82
	Ar2	0,029	0,056	0,311	1,91	0,38	141,96	0,31	10560	0,86
	Ab1	0,022	0,061	0,362	1,54	0,33	107,69	0,06	36775	0,70
	Ab2	0,032	0,059	0,349	1,90	0,40	156,65	0,11	34864	0,86
Torrecilla 31	Ar1	0,019	0,054	0,287	1,61	0,31	93,01	23,9	73	0,73
	Ar2	0,019	0,057	0,324	1,52	0,31	93,01	1,45	1205	0,69
	Ab1	0,035	0,066	0,431	1,79	0,41	171,33	0,09	47275	0,81
	Ab2	0,048	0,070	0,490	1,96	0,49	234,97	0,08	85146	0,89

- *Diques con 50 por ciento de relleno.* Las diferencias entre los valores de los parámetros hidráulicos obtenidos aguas arriba y abajo de los diques son poco acusadas, aunque todavía se aprecia el carácter amortiguador que ejerce el subtramo Ab_1 , como consecuencia de los procesos de erosión local y el rebajamiento parcial del lecho. El estado de semirelleno que presentan estos diques aminora las diferencias de pendiente entre los subtramos Ar y Ab , siendo prácticamente inexistentes en el caso del Navazo 10bis. Un hecho también notorio es el menor alcance de las modificaciones impuestas a la pendiente, ya que en las secciones más alejadas de los diques (Ar_2 y Ab_2) se observan valores muy similares, lo que sugiere una rápida recuperación de la pendiente de equilibrio anterior a la propia construcción de aquéllos (p.e. tramos Torrecilla 25 y Navazo 10bis). Como variable dependiente de S , τ_0 muestra el mismo comportamiento. Aunque la capacidad de arrastre sobre el fondo puede disminuir ligeramente en Ab_1 respecto a Ar_1 ($< 35 \text{ N/m}^2$ y $R_h = 0,5 \text{ m}$), en cambio en las secciones más distanciadas de los diques (entre 70 y 100 m) (Ar_2 y Ab_2) los valores de τ_0 tienden a aproximarse (186 y 161,5 N/m^2 respectivamente en Torrecilla 25, para $R_h = 0,5 \text{ m}$) o terminan incluso igualándose (122,4 N/m^2 en Navazo 10bis). Sólo el tramo Navazo 12 presenta un funcionamiento diferente al registrar un aumento progresivo de la pendiente aguas abajo y una cierta efectividad del dique

aguas arriba, lo que está en consonancia con una pendiente global escasa en toda su longitud. Por otra parte, la velocidad de la corriente tiende a equipararse en las secciones próximas al dique y a incrementarse a mayor ritmo aguas abajo (cuadro 1).

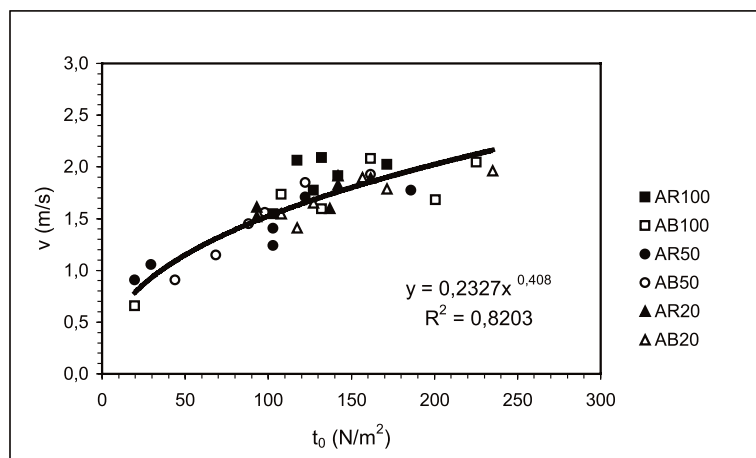


Figura 3. Relación entre la tensión límite de corte y la velocidad de la corriente para avenidas con radio hidráulico de 0,5 m. (AR = aguas arriba del dique; AB = aguas abajo; 100, 50 y 20 indican el porcentaje de relleno del dique)

- *Diques con relleno igual o inferior al 20 por ciento.* Se trata de diques de reciente construcción y/o ubicados en tramos de lecho altamente permeables, de manera que sus efectos geomorfológicos son todavía incipientes. Salvo en el tramo Torrecilla 31 en que la presencia del dique ha favorecido una incisión progresiva del cauce aguas abajo, no se observa regímenes hidráulicos muy diferentes entre los subsectores *Ar* y *Ab*. Aunque parece repetirse la tónica de los tramos anteriormente descritos (amortiguación de la competencia de la corriente en el segmento inmediatamente aguas abajo del dique y rápida recuperación de la pendiente anterior de equilibrio), la variación de los parámetros S y τ_0 no es especialmente significativa. La velocidad de la corriente (v) y la velocidad crítica de corte (v_c^*) registran también escasas fluctuaciones, incluso en Torrecilla 31, donde la pendiente del lecho aumenta de forma considerable. Aquí la fricción originada por una vegetación densa y de porte arbustivo mitiga el efecto de la pendiente.

Variaciones granulométricas y de tensión crítica

El análisis granulométrico de las muestras analizadas demuestra que frecuentemente los materiales situados en la parte superficial de la cuña sedimentaria, aguas arriba de los diques (*Ar*), tienen un tamaño inferior a los existentes aguas abajo (*Ab*) (cuadro 2). En cinco de los nueve tramos seleccionados, el tamaño característico de las partículas (D_{50}) de la sección Ar_j es más de 30 veces menor que el de los materiales localizados inmediatamente aguas abajo,

incluso en algunos casos apenas se alcanza el valor 0,01 para la ratio $D_{50}(Ar_1)/D_{50}(Ab_1)$.

Este acusado contraste en el tamaño de las partículas entre los tramos *Ar* y *Ab* se observan principalmente en los casos en que los diques presentan un relleno parcial. Aguas arriba de estos diques (*Ar*) se depositan a techo materiales finos, sobre todo por decantación durante la rama descendente del hidrograma de avenida, mientras que aguas abajo en las secciones más próximas al pie de presa (*Ab*), coincidiendo con el pico del hidrograma, se producen condiciones de alta perturbación y turbulencia, resultando una corriente de aguas claras especialmente turbulenta, que provoca erosión local y deja al descubierto depósitos más antiguos compuestos de material grueso.

Cuadro 2. Parámetros utilizados en el cálculo de estabilidad del lecho para los tramos de cauce afectados por diques de retención de sedimentos ($R_h = 0,5$ m). Cuenca de la rambla de la Torrecilla.

Tramo dique	Sección	d_{50} (mm)	d_{84} (mm)	d_{max} (mm)	d_{max}/d_{50}	d^*	τ_0 (N/m ²)	τ_c (N/m ²)	τ_0/τ_c	τ_c^*
100 % relleno										
Torrecilla 4	Ar1	1,8	5,6	8	4,44	45	132,17	1,63	80,91	0,037
	Ar2	4,0	12,2	23	5,75	102	171,33	3,68	46,61	0,042
	Ab1	96,5	167,2	190	1,97	2441	200,70	87,61	2,29	0,052
	Ab2	7,2	153,8	125	17,36	181	225,18	6,52	34,56	0,042
Cocón 6	Ar1	4,1	18,5	30	7,32	104	127,27	3,77	33,79	0,042
	Ar2	9,1	21,4	30	3,30	231	102,80	8,31	12,37	0,044
	Ab1	3,8	15,4	32	8,42	96	19,58	3,46	5,66	0,039
	Ab2	1,4	17,1	33	23,57	36	107,69	1,32	81,84	0,034
Navazo 9	Ar1	6,2	14,7	21	3,39	157	117,48	5,64	20,85	0,042
	Ar2	12,2	----	---	----	308	141,96	11,07	12,82	0,044
	Ab1	3,9	12,2	25	6,41	98	132,17	3,55	37,25	0,039
	Ab2	5,9	16,7	28	4,74	149	161,54	5,36	30,12	0,042
50 % relleno										
Torrecilla 25	Ar1	2,8	8,3	27	9,64	71	102,80	2,56	40,17	0,039
	Ar2	2,3	9,3	33	14,35	57	186,02	2,07	89,90	0,039
	Ab1	17,6	129,9	140	7,95	446	68,53	16,02	4,28	0,047
	Ab2	24,5	-----	-----	----	619	161,54	22,23	7,27	0,049
Navazo 10 bis	Ar1	3,7	17,9	28	7,57	93	102,80	3,37	30,53	0,039
	Ar2	4,2	17,7	36	8,57	107	122,38	3,85	31,80	0,042
	Ab1	103,4	169,1	180	1,74	2615	97,90	93,84	1,04	0,052
	Ab2	26,8	160,8	170	6,34	678	122,38	24,33	5,03	0,049

Navazo 12	Ar1	2,4	6,1	180	75,32	62	19,58	2,23	8,77	0,039
	Ar2	4,2	15,5	270	64,29	105	29,37	3,78	7,78	0,042
	Ab1	126,8	212,9	210	1,66	3208	44,06	115,12	0,38	0,052
	Ab2	3,1	18,3	150	48,39	77	88,11	2,79	31,63	0,039
< 20 % relleno										
Torrecilla 33	Ar1	0,2	1,9	7	35,00	4	137,07	0,15	943,93	0,062
	Ar2	23,0	----	----	----	581	161,54	20,87	----	0,047
	Ab1	2,2	225,5	240	102,5	4120	117,48	147,82	0,79	0,054
	Ab2	3,1	212,8	240	77,42	3038	127,27	109,00	1,17	0,052
Torrecilla 32	Ar1	1,4	10,9	36	25,71	34	141,96	1,23	115,02	0,033
	Ar2	28,0	----	----	----	708	141,96	25,41	----	0,049
	Ab1	111,9	201,1	210	1,88	2831	107,69	101,60	1,06	0,052
	Ab2	88,0	----	----	----	2226	156,65	79,86	----	0,052
Torrecilla 31	Ar1	0,2	0,5	0,6	3,00	6	93,01	0,22	427,02	0,049
	Ar2	3,9	13,7	27	6,92	99	93,01	3,58	25,95	0,039
	Ab1	114,1	172,5	175	1,53	2886	171,33	103,55	1,65	0,052
	Ab2	175,5	245,7	270	1,54	4438	234,97	159,26	1,48	0,054

En general los lechos de rambla afectados por los diques son lechos granulares y, por tanto, existe una buena correlación entre el tamaño de los materiales (D_s) y la tensión crítica opuesta por éstos a la corriente (τ_c). Aunque las distribuciones granulométricas de las muestras analizadas difieren muy significativamente según pertenezcan a tramos aguas arriba (cuñas de sedimentos retenidos) o a tramos aguas abajo (lechos incididos por erosión lineal) (cuadro 2), lo cierto es que en la mayoría de ellas se aprecia un elevado grado de mezcla de tamaños y rasgos de “acorazamiento” superficial. Este hecho hace necesario considerar en determinados casos el diámetro D_{84} como variable independiente en la ecuación de resistencia granular al flujo. La ecuación obtenida para el cálculo de τ_c en tales casos es:

$$\tau_c = 0,188 D_{84}^{1,088} \quad (r^2 = 0,873) \quad (9)$$

Relación del índice de estabilidad con el tamaño de las partículas

La relación del diámetro de las partículas con la ratio de movilidad (τ_0/τ_c) o índice de estabilidad ξ del lecho muestra el nivel de competencia de la corriente para movilizar dichas partículas en función de sus rangos de tamaños. Teóricamente, el umbral de movimiento para el rango completo de tamaños de partículas que componen el material del lecho se alcanza cuando $\tau_0/\tau_c > 1$. Los gráficos de τ_0/τ_c frente al tamaño D_{84} demuestran que en avenidas de bajo radio hidráulico ($R_h = 0,25$ m) todas las secciones en que no se logra superar el umbral mínimo

para iniciar el transporte (23 % de las secciones analizadas) corresponden a tramos situados aguas abajo de los diques, y de ellos el 71 % están afectados por diques con escaso relleno y el 29 % restante por diques con 50 % de relleno. De hecho, conforme el material del lecho va haciéndose más grueso y proclive a procesos de acorazamiento aguas abajo de estos diques, la posibilidad de τ_0 para superar el umbral crítico de movimiento disminuye (figura 4).

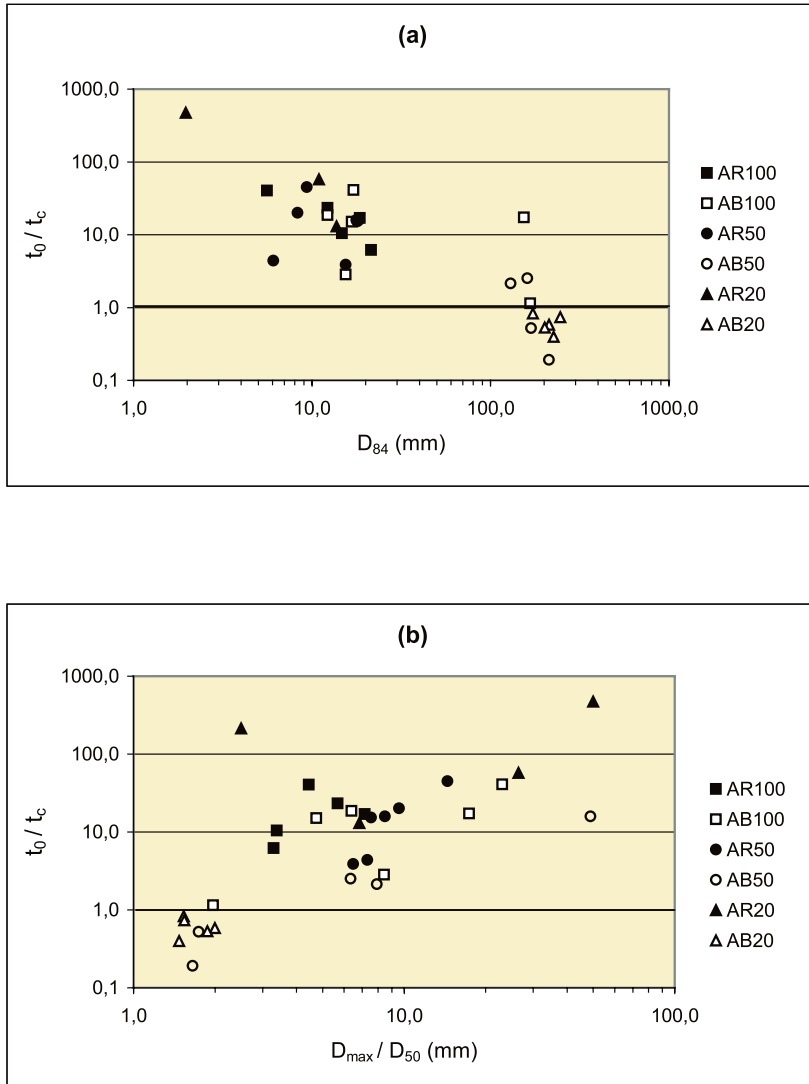


Figura 4. Relación entre el índice de estabilidad del lecho (τ_0 / τ_c) para $R_h = 0,25$ m y la ratio de dispersión granulométrica (D_{max} / D_{50}). AR = aguas arriba del dique; AB = aguas abajo; 100, 50 y 20 indican el porcentaje de relleno del dique).

Por el contrario, los tramos, cuyo dique aparece completamente aterrado, han perdido parte de su efectividad aguas abajo, acelerando los procesos de erosión local junto al pie de la presa y de erosión progresiva a partir de la misma, hasta alcanzar una nueva pendiente de equilibrio con el nivel de base que impone la superficie de relleno del próximo dique. Aguas arriba también muestran una ratio τ_0/τ_c bastante elevada, ya que pese a disminuir la pendiente, el predominio de finos entre los sedimentos retenidos implica una acusada reducción de la tensión crítica.

En avenidas de 0,5 m de radio hidráulico, el régimen de la corriente se hace particularmente supercrítico y turbulento (con número de Froude (Fr) $> 0,70$ y de Reynolds granular (Re^*) > 500). Bajo tales condiciones, casi la totalidad de las secciones ven superado el umbral crítico de movimiento. Y de nuevo la mayor competencia de la corriente se obtiene en los tramos situados aguas arriba de los diques, sobre todo los rellenos completamente, donde se registran ratios τ_0/τ_c superiores a 50. En cambio, en los tramos Ab esta ratio aparece comprendida entre 1 y 10. Por la naturaleza de los lechos estudiados, donde predomina la mezcla de tamaños de partículas, resulta más interesante comparar el índice de estabilidad ξ de la corriente con la relación entre los diámetros de las partículas D_{max}/D_{50} . De esta forma, se ha podido comprobar que, independientemente de la ubicación de las secciones, conforme aumenta la ratio D_{max}/D_{50} también es mayor el grado de inestabilidad y la efectividad del transporte (figura 4). La línea de regresión que ajusta sus valores responde a una función de tipo potencial, cuya expresión es:

$$\tau_0/\tau_c = 0,637(D_{max}/D_{50})^{1,657} \quad (r^2 = 0,738) \quad (10)$$

En la cola de esta línea se agrupan las secciones situadas aguas debajo de diques con escaso relleno, poniendo de manifiesto una mayor uniformidad de tamaños de las partículas asociada a una mayor estabilidad del flujo (para $R_h = 0,5$ m, $D_{max}/D_{50} < 2,5$ y $\tau_0/\tau_c < 10$). En los tramos con diques completamente rellenos las secciones situadas aguas arriba presentan una dispersión moderada de tamaños ($D_{max}/D_{50} < 5$) y valores de $\xi > 30$ (siendo $R_h = 0,5$ m), mientras que las de aguas abajo muestran una distribución de tamaños menos relacionada con el índice de estabilidad de la corriente. Aquí existe lechos con distinto grado de mezcla y dispersión granulométrica, cuyo índice ξ alcanza valores similares próximos a 90 para $R_h = 0,5$ m.

CONCLUSIONES

Los diques de retención de sedimentos actúan como estructuras-obstáculo a la corriente, provocando un régimen de fuerte turbulencia inmediatamente aguas abajo y, en consecuencia, procesos de erosión local que implican un rebajamiento de la cota del lecho. Ello contribuye a exhumar materiales más gruesos pertenecientes a depósitos anteriores, dando por resultado un lecho “acorazado”, con mayor mezcla de tamaños y apreciables diferencias de tensión crítica a lo largo de sus secciones. Aguas arriba, en cambio, el predominio de finos en superficie supone un incremento de inestabilidad del lecho, parcialmente compensada por los efectos amortiguadores de una disminución de la pendiente.

En definitiva, la estabilidad del lecho depende de la movilidad de las partículas individuales sometidas a las fuerzas hidrodinámicas bajo determinadas condiciones morfológicas. Por esta razón, entre otras, los cambios de régimen hidráulico observados en torno a los diques son muy desiguales según se trate del tramo sedimentario o del tramo encajado. Dependiendo del grado de relleno, naturaleza de los materiales y diseño de estos diques, la pendiente y la granulometría del lecho varían en mayor o menor medida aguas arriba y abajo, y, con ellas, también lo hacen los valores de competencia y estabilidad de la corriente. Los diques colmatados favorecen la erosión progresiva aguas abajo a partir del encajamiento iniciado junto a su pie, aminorando la pendiente general del tramo. No obstante, el ritmo de aceleración de este proceso no ha sido capaz de compensar, hasta el momento, la disminución de la pendiente impuesta por la cuña de sedimentos retenidos por las presas, de modo que la tensión de corte y la velocidad crítica de la corriente siguen siendo superiores aguas abajo. Por el contrario, el índice de estabilidad (ξ) tiende a equipararse en ambos tramos, lo que demuestra que tales estructuras están próximas a alcanzar su grado máximo de eficiencia geomorfológica. Por su parte, los diques con relleno inferior al 50 por ciento muestran efectos muy dispares en función de las características peculiares de los tramos, si bien en general se observa una rápida recuperación de la pendiente de equilibrio aguas abajo y diferencias granulométricas menos ostensibles entre las secciones superiores e inferiores.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido llevado a cabo en el marco del *proyecto de investigación PI/13* “Respuesta hidrológica y geomorfológica de los sistemas fluvio-torrenciales afectados por obras de restauración hidrológico-forestal en cuencas semiáridas del Sureste Peninsular”, financiado por la *Fundación Instituto Euromediterráneo de Hidrotecnia, Consejo de Europa*.

BIBLIOGRAFÍA

- Conesa García, C. (2002): “Estimación del transporte de fondo en cauces efímeros de áreas semiáridas deforestadas (franja costero meridional de la Región de Murcia)”, en A. Pérez González, A., J. Vegas y Manchado, M.J. (Eds), *Aportaciones a la Geomorfología de España en el inicio del tercer milenio*. IGME, Madrid, pp. 249-260.
- Downes, B.J.; Glaister, A. y Lake, P.S. (1997): “Spatial variation in the force required to initiate rock movement in 4 upland streams: implications for estimating disturbance frequencies”, *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 203-220.
- Duncan, M.J.; Suren, A.M. y Brown, S.L.R. (1999): “Assessment of streambed stability in steep, bouldery streams: development of a new analytical technique”, *Journal of the North American Benthological Society*, 18: 445-456.
- Henderson, F.M. (1966): *Open channel flow*. MacMillan Publishing, New York, pp. 87-103.
- Hicks, D.M. y Mason, P.D. (1991): “Roughness characteristics of New Zealand Rivers”, *Water Resources*

- Survey, Department of Scientific and Industrial Research, Marine and Freshwater*, Wellington, New Zealand (disponible en: www.rpllc.com/books/rcnzs.html)
- Komar, P.D. (1987): "Selective gravel entrainment and the empirical evaluation of flow competence", *Sedimentology*, 34: 1165-1176.
- Komar, P.D. (1989): "Flow-competence evaluations of the hydraulic parameters of floods: an assessment of the technique", en K. Beven & P. Carling (Eds), *Floods: hydrological, sedimentological and geomorphological implications*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 107-133.
- Castillo Sánchez, V.; González Barberán, G.; Mosch, W.; Navarro Cano, J.A.; Conesa García, C. y López Bermúdez, F. (2001): "Seguimiento y evaluación de los trabajos de restauración hidrológico forestal", en López Bermudez, F. (coord.): *Seguimiento y evaluación de los efectos sobre el medio natural de la sequía y los procesos erosivos en la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, cap. 3, pp. 167-233.
- Lorang, M.S. y Hauer, F.R. (2003): "Flow competence and streambed stability: an evaluation of technique and application", *Journal of the North American Benthological Society*, 22(4): 475-491.
- Shields, A. (1936): "Application of similarity principles and turbulence research to bedload movement", *Hydrodynamics Laboratory Publication No. 167*. Hydrodynamics Laboratory, California Institute of Technology, Pasadena, California.
- Vanoni, V.A. (1975): *Sedimentation engineering*. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 57-69.

Desarrollo de un sistema basado en software abierto para el análisis de la utilidad de los diques de retención de sedimentos en la cuenca del Río Quipar (Murcia)

F. Alonso Sarria¹, A. Romero Díaz¹ y J.M. Quiñonero Rubio

(1) Departamento de Geografía Física, Geografía Humana y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Murcia, C/ Santo Cristo 1, 30001

RESUMEN

En la Cuenca del Río Quipar, se han construido 425 diques de retención de sedimentos en diversas fases durante los últimos 45 años. En este trabajo se presenta el desarrollo de un Sistema de Información Espacial para el análisis de su efectividad tanto de cara al control de la erosión como a la recarga de acuíferos. Se dispone de información topográfica a escala 1:25000 y 1:5000, litológica y edafológica a escala 1:50000 y climática y meteorológica a partir de datos del INM, SIAM y CHS. Por otro lado se ha hecho una completa caracterización de los diques a partir de datos recogidos en campo y tomados de los proyectos de construcción.

El sistema diseñado para el almacenamiento y análisis de estos datos se ha desarrollado en un entorno GNU-Linux y se basa en un SIG (GRASS), un sistema de gestión de bases de datos objeto-relacionales (PostgreSQL) y un paquete de análisis estadístico (R). Al margen de las herramientas disponibles, se han incluido nuevos módulos en GRASS específicamente orientados al análisis gráfico y exploratorio de los datos.

Los objetivos que se persiguen con este sistema son, tanto facilitar la consecución de los objetivos generales del proyecto como explorar las posibilidades que la utilización del software libre aportan al desarrollo de herramientas SIG.

Palabras Clave: *Diques, Erosión, Modelización hidrológica, SIG*

ABSTRACT

During the last 45 years, 425 check dams have been built in River Quipar basin. This work presents a Spatial Information System to analyze its effectivity in erosion control and aquifers recharge. There is information available on topography (1:25000 and 1:5000 maps) weather and climate from the INM, SIAM and CHS observation networks. Moreover, a complete characterization of the dams has been collected from field work and the technical reports of the dam projects.

The system designed to store, and analyze data is based on a GNU-Linux system and it is based on a GIS (GRASS), an Object-Relational Database Management System (PostgreSQL) and an statistical analysis package (R). Beyond the tools available in such a system, new modules have been programmed for GRASS, mainly oriented to graphical and exploratory data analysis.

The objectives of such a system are to achieve the objectives of the River Quipar check dams project and to explore the possibilities that open software tools bring to the GIS tools development.

Key Words: *Check dams, erosion hydrological modelling, GIS.*

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo se enmarca dentro de un proyecto en donde se pretende estudiar, de un modo integrado, la cuenca del río Quipar (afluente del río Segura), y a través de la valiosa información que creemos pueden suministrar la gran cantidad de diques construida en ella, estudiar la función que estos ejercen en el control de la erosión, en la laminación de las avenidas (frecuentes en esta Región) y su relación con la recarga de los acuíferos.

La cuenca del río Quipar (de 814 km²) vierte al embalse de Alfonso XIII. Es la segunda cuenca en importancia respecto a los aportes de sedimentos a su embalse (calculados en más de 300.000 t/año) y una de las de mayor degradación específica (estimada en 367 t/km²/año) (Sanz Montero et al., 1998). La capacidad del embalse a la que vierte, ha pasado de 42 hm³ iniciales en 1916 a 21,65 hm³ en 1976 (Romero Díaz et al., 1992). Consecuencia de ello, la cuenca del río Quipar ha sido objeto de dos proyectos de corrección hidrológica (1962 y 1996-99) y se han construido en ella 425 diques. En el proyecto de 1996 se han construido diques nuevos, pero especialmente se han reparado y recrecido los que ya se encontraban colmatados. En la actualidad, tan sólo el 54% de los diques construidos son funcionales.

Como objetivo general el proyecto pretende realizar un estudio sobre la utilidad de los diques de retención de sedimentos en el control de la erosión y en la recarga de los acuíferos. A través de estudios geomorfológicos, morfométricos, litológicos, climáticos, de balances hídricos, usos del suelo, capacidad de infiltración, estado de sedimentación de los diques, etc., utilizando un SIG, se pretende: cuantificar tasas de erosión, determinar áreas fuente de sedimentos,

localizar la ubicación idónea de los diques para los objetivos que fueron construidos (retención de sedimentos, laminación de avenidas). Se pretende obtener tanto modelos estadísticos que permitan obtener tasas de erosión a partir de las características físicas de las cuencas vertientes como implementar modelos físicos del comportamiento de las cuencas.

De igual modo, se pretende estudiar la relación de los diques con la recarga de los acuíferos y proponer la instalación de otros diques donde la recarga sea efectiva. Pon algo también de la modelización hidrológica. Los resultados obtenidos intentan ser de aplicación a trabajos de corrección hidrológica o políticas de conservación de suelos.

La gestión y análisis de los grandes volúmenes de datos que implica este tipo de estudio integrado de una cuenca como el que se pretende en este proyecto,, exige la utilización de sistemas suficientemente flexibles como para almacenar, visualizar y analizar un gran conjunto de datos de orígenes y formatos diversos. Este trabajo expone un sistema desarrollado en el marco del Proyecto para almacenar, gestionar y analizar toda la información relativa al proyecto.

DISEÑO DEL SISTEMA

El sistema que se está analizando en este proyecto se basa en la integración de un Sistemas de Gestión de Bases de Datos (PostgreSQL, <http://www.postgresql.org/>), un Sistema de Información Geográfica (GRASS, <http://grass.itc.it/>) y un programa de análisis de datos (R, <http://www.r-project.org/>). El carácter de software abierto de los tres programas ha permitido que diversos desarrolladores hayan implementado herramientas que facilitan la integración de los tres programas en una única herramienta adecuada para el análisis espacial y la modelización de procesos. Por otra parte los tres programas utilizan estrategias diferentes a la hora de aprovechar los recursos del sistema por lo que pueden ejecutarse conjuntamente sin un consumo excesivo de los mismos. En la figura 1 aparece un esquema del funcionamiento del sistema, para una descripción más detallada de la integración de los tres programas en un mismo sistema puede consultarse el trabajo de *Neteler y Bivand (2000)*.

El gestor de bases de datos PostgreSQL es el proyecto de bases de datos más avanzado dentro del software abierto. Se trata de un sistema objeto-relacional, es decir que puede integrar tipos abstractos de datos como pueden ser los objetos geométricos y la topología asociada. Al mismo tiempo se incluyen extensiones del lenguaje SQL para el manejo de este tipo de datos (*Rigaux et al., 2001*).

El funcionamiento del programa se basa en el lanzamiento de un proceso (postmaster) que actúa como servidor de bases de datos permaneciendo por una parte conectado a las bases de datos (que en este caso son tanto bases de datos temáticas convencionales como mapas de puntos) y por otra a la escucha de peticiones por parte de los programas clientes de bases de datos. Estas consultas se lanzan en lenguaje SQL.

Por otro lado en una terminal del sistema operativo se ejecuta GRASS. El lanzamiento de este programa no supone el consumo de recursos, sino que simplemente se inicializa un conjunto de variables de entorno y se accede al conjunto de módulos de GRASS. La mayor parte

de estos toman una o más capas espaciales de entrada y producen una o varias capas de salida. Algunos de estos módulos pueden acceder no sólo a las bases de datos espaciales sino que también actúan como clientes de PostgreSQL. El carácter modular de GRASS permite combinar diferentes módulos en programas que implementan algoritmos concretos.

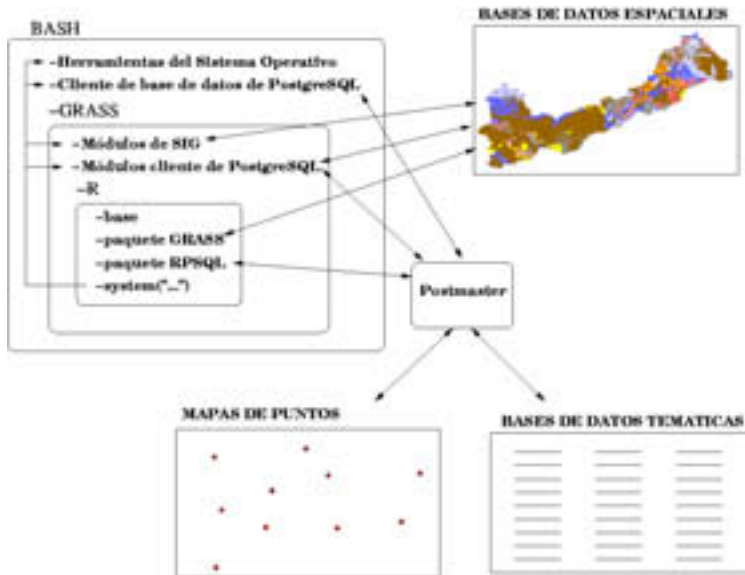


Figura 1. Esquema del sistema de información implementado.

Debido a su estrategia de funcionamiento, GRASS sólo consume memoria del ordenador cuando está ejecutando alguno de sus módulos. Ello permite la ejecución de R dentro de una sesión de GRASS ya que R almacena todos sus datos y funciones en la memoria del ordenador.

El programa R proporciona un entorno para el análisis de datos que ha sido además profusamente utilizado en tareas de modelización (Bivand, 1999, 2000). Se trata de un clon (es decir un programa creado para comportarse igual pero que ha sido desarrollado de manera independiente) del programa S que proporciona un lenguaje orientado a objetos para el análisis de datos (Venables & Ripley, 1999). El caso de R es especialmente interesante dentro del software abierto ya que, al basar la interacción con el programa en un lenguaje, ha permitido la proliferación de paquetes con funciones de análisis estadísticos específicos, gráficos, análisis espacial e incluso importación/exportación de datos con diversos SIG (GRASS, ArcView, ArcInfo).

Los tres programas están a su vez fuertemente basados en lenguajes. PostgreSQL utiliza SQL como lenguaje de acceso a las bases de datos, R utiliza el lenguaje S y GRASS es un SIG modular que, integrado con las herramientas de programación de *scripts* de los sistemas Unix, se convierte en un lenguaje de SIG en el sentido de Berry (1993). Los tres lenguajes pueden integrarse fácilmente ya que desde el entorno de R pueden lanzarse consultas a PostgreSQL,

leer y escribir ficheros de GRASS y ejecutar cualquier orden del sistema, incluyendo comandos de GRASS mediante la orden *system*. De este modo se consigue un sistema de análisis de datos espaciales plenamente integrado (*Fedra*, 1993).

INFORMACIÓN DISPONIBLE

Toda la información de carácter temático recopilada en este proyecto se ha almacenado en diferentes bases de datos relacionales utilizando PostgreSQL. Las bases de datos espaciales se han almacenado en formato de GRASS. Sin embargo, parte de la información hubiese sido susceptible de almacenarse en ambos formatos.

Aunque GRASS maneja también información en formato de mapas de puntos, se ha preferido almacenar este tipo de datos en forma de bases de datos para aprovechar la potencia de SQL en el acceso a los mismos. Por otro lado la información vectorial hubiese podido almacenarse en PostgreSQL ya que es una base de datos objeto-relacional y admite tipos abstractos de datos como los datos geométricos. Además a PostgreSQL se le puede incrementar la potencia de tratamiento de bases de datos espaciales utilizando Postgis. Sin embargo el escaso protagonismo que va a tener la información vectorial en este proyecto aconseja, por simplificar el sistema utilizar los formatos nativos de GRASS.

Información temática

El SGBD integra múltiples tablas en 4 bases de datos:

- **Clima:** Incluye datos diarios de diversos observatorios meteorológicos de la red del IMN y de la red del SIAM (Servicio de Información Medioambiental de la Región de Murcia. En la figura 2 puede verse la ubicación de los distintos observatorios junto a los del SAIH.
- **SAIH:** Incluye datos relativos a 16 episodios de precipitación para diversas estaciones de la red SAIH. Para este trabajo se han seleccionado las 21 estaciones más cercanas a la cuenca del río Quipar. Para cada uno de los episodios se incluyen datos cada media hora (tabla 1).
- **Suelos:** El mapa digital de suelos publicado por la *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Región de Murcia* (1999) incluye diversas tablas en la que se recogen variables edáficas procedentes de perfiles y de un muestreo sistemático de capa arable con una toma cada kilómetros. Se recogen en cada muestra diversas variables de interés edafológico. Esta base de datos recoge también tablas con las descripciones y caracterizaciones de los diferentes polígonos del mapa vectorial de unidades edáficas.
- **Diques:** diversa información procedente de trabajos de campo y la recopilación de los expedientes de los trabajos de construcción de los dique llevados a cabo en el marco de este proyecto. Incluye información relativa a la fecha de construcción, materiales, estado de conservación, dimensiones y grado de relleno. A partir de estos datos puede hacerse una estimación de la cuña de sedimento.

Base de datos espacial

La base de datos espacial almacenada en formato de GRASS

- **Topografía:** (A partir de los mapas topográficos a escala 1:25000 del Instituto Geográfico Regional, se ha creado un MDE con resolución de 10 metros. Este modelo ha servido para implementar los modelos hidrológicos con los que se han extraído las cuencas vertientes a cada uno de los diques. Por otra parte se dispone de las curvas de nivel digitales del Mapa Topográfico Regional a escala 1:5000 de la Consejería de Turismo y Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Estos mapas se han utilizado para generar modelos de elevaciones más detallados de las cuencas vertientes a los diques estudiados.
- **Litología:** Se han digitalizado los mapas geológicos en papel a escala 1:50000 del ITG-ME correspondientes a la cuenca del Quipar generándose un mapa litológico.
- **Suelos:** Se trata de la cartografía digital de los suelos que editó la *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Región de Murcia* (1999). Se trata de un mapa vectorial enlazado con las diferentes tablas de la base de datos de suelos.
- **Usos del suelo:** (Mapas 1:25000 del IGN y mapa de usos del suelo desarrollado en el Instituto del Agua y Medio Ambiente de la Universidad de Murcia)

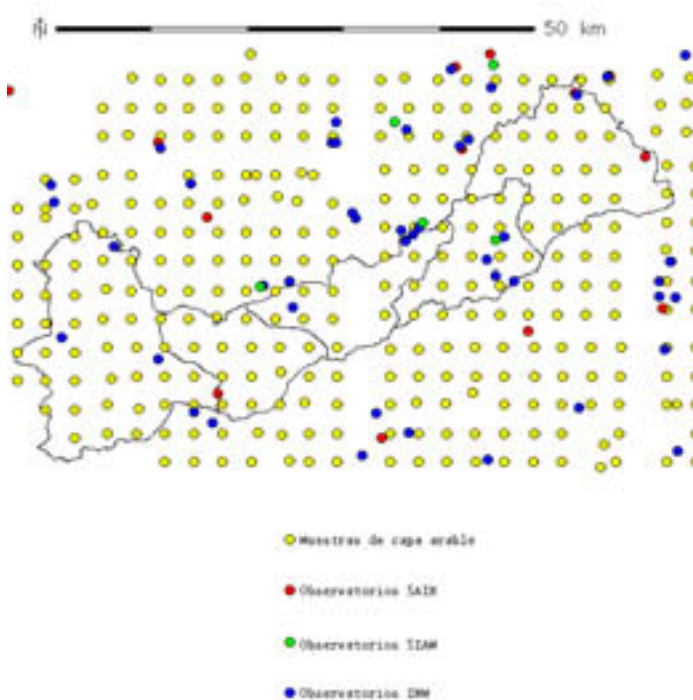


Figura 2. Localización de observatorios meteorológicos.

Cuadro 1. Episodios de precipitación con información disponible procedente de la base de datos del SAIH

Episodio	Fecha de inicio	Hora de inicio	Fecha de finalización	Hora de finalización
1	1996-01-17	03:00:00	1996-01-20	15:00:00
2	1996-02-13	18:31:00	1996-02-17	00:00:00
3	1996-11-14	08:00:00	1996-11-17	08:00:00
4	1997-07-04	08:00:00	1997-11-04	08:00:00
5	1997-04-17	08:00:00	1997-04-25	08:00:00
6	1997-06-18	08:00:00	1997-06-20	21:00:00
7	1997-09-27	12:00:00	1997-03-10	17:00:00
8	1997-05-10	04:00:00	1997-06-10	16:00:00
9	1998-01-25	16:00:00	1998-01-28	10:00:00
10	1998-05-13	20:00:00	1998-05-15	08:00:00
11	1998-01-12	00:00:00	1998-05-12	00:00:00
12	1999-02-27	06:00:00	1999-02-03	00:00:00
13	1999-02-27	06:00:00	1999-02-03	08:00:00
14	1999-04-09	08:00:00	1999-08-09	08:00:00
15	2000-10-22	08:00:00	2000-10-25	10:00:00
16	2000-10-20	00:00:00	2000-10-27	00:00:00

Trabajos a desarrollar

El trabajo presentado está todavía en una fase inicial. Se ha recopilado toda la información disponible y se ha integrado en el sistema siguiendo el esquema de trabajo del proyecto *Los diques de retención de sedimentos y su utilidad en el control de la erosión y en la recarga de los acuíferos (REN 2002-03426/HID)* en el que se enmarca este trabajo. El siguiente paso será emplear diversos procedimientos que permitan tanto validar como descubrir regularidades en la base de datos.

Se van a desarrollar diversos procedimientos utilizando los lenguajes de R y GRASS así como SQL para integrar la calcular diversos parámetros que caracterizan cada una de las cuencas vertientes a los diques. El primer paso ha sido reconstruir las cuencas vertientes a cada uno de los diques. Para ello se utiliza el mapa de direcciones de drenaje generado mediante el algoritmo D8 (*O'Callaghan y Mark, 1984*). A partir de este mapa se reconstruye la cuenca vertiente a una celdilla cualquiera incluyendo en esta aquellas de las 8 celdillas vecinas a la inicial que drenan a esta. Se procede del mismo modo de forma recursiva con estas hasta alcanzar la divisoria de la cuenca. Los mapas con las cuencas resultantes aparecen en las figuras 3, 4 y 5. En estos mapa aparecen solamente las cuencas correspondientes a 70 diques seleccionados para llevar en ellos análisis de campo más detallados.



Figure 4. Diques del sector central

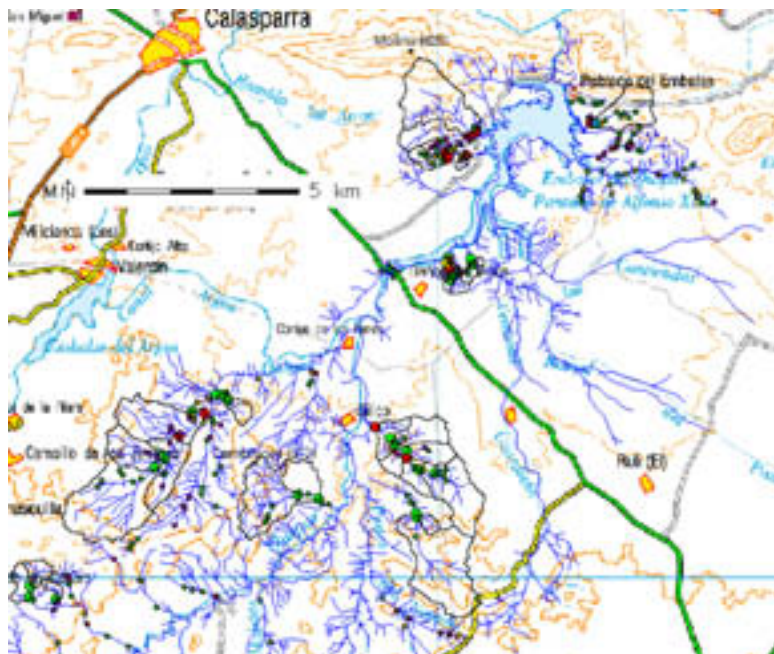


Figura 5. Diques del sector nororiental

Una vez que se dispone de las cuencas vertientes es posible calcular diversas variables resumen de los usos del suelo, litología, altitud y otras variables ambientales relevantes. En la figura 6 aparecen los modelos digitales de terreno correspondientes a las cuencas de los diques situados en el sector suroccidental. Cada una de las características ambientales así calculadas constituyen nuevas columnas en nuevas tablas que se incorporan a la base de datos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto de investigación REN2002-03426/HID, financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, y fondos FEDER. A ellos nuestro agradecimiento.

REFERENCIAS

- Berry, J.K. 1993: Cartographic Modeling: The analytical Capabilities of GIS en M.F. Goodchild, B.O. Parks & L.T. Steyaert *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, Oxford. pp. 58-
- Bivand, S. 1999: Integrating GRASS 5.0 and R: GIS and modern statistics for data analysis, en *Proceedings 7th Scandinavian Research Conference on Geographical Information Science*, Aalborg, Denmark, pp. 111-127.
- Bivand, R.S. 2000: Using the R statistical data analysis language on GRASS 5.0 GIS database files, en *Computers & Geosciences*, 26, pp. 1043-1052.
- Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Región de Murcia, 1999. *Mapa Digital de Suelos de la Región de Murcia*, Murcia 78 pp + CDROM
- Fedra, K. 1993: GIS and Environmental Modeling en M.F. Goodchild, B.O. Parks & L.T. Steyaert, *Environmental Modeling with GIS*, Oxford University Press, New York, Oxford. pp. 35-50
- Rigaux, P., Scholl, M., Voisard, A. & 2001: *Introduction to Spatial Databases: Applications to GIS*, Morgan Kaufmann, 410 pp.
- Neteler, M. y Bivand, R., 2000: Open Source geocomputation: using the R data analysis language integrated with GRASS GIS and PostgreSQL data base systems, en *GeoComputation 2000 Conference* (<http://reclus.nhh.no/gc00/gc009.htm>)
- O'Callaghan, J.F. & Mark D.M., 1984: The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing* 28: 323-44.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D., 1999: *Modern Applied Statistics with S-PLUS*. Springer, 501 pgs.

Cuantificación geomática de la dinámica en estructuras geomorfológicas

J. J. de Sanjosé Blasco ¹, A. D. J. Atkinson Gordo ¹, F. Salvador Franch ² y A. Gómez Ortiz ²

- (1) Departamento de Expresión Gráfica (Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría), Escuela Politécnica, Universidad de Extremadura, Avenida de la Universidad s/n, 10071 Cáceres.
(2) Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Barcelona, C/ Baldiri Reixac s/n, 08028 Barcelona.

RESUMEN

Mediante el empleo de técnicas geomáticas (geodesia, sistema de posicionamiento global y fotogrametría) es posible analizar con gran precisión la dinámica de estructuras geomorfológicas. A través de la comparación posicional de un elemento (diana, varilla,...) en dos momentos temporales, puede obtenerse la dirección y magnitud (2D y 3D) de desplazamiento de una estructura geomorfológica.

Las formaciones geomorfológicas donde hemos aplicado las técnicas geomáticas son: los glaciares rocosos de Argualas (años: 1991, 1993, 1994, 1995, 1998, 2000) y Posets (año 2000) en Pirineos, el glaciar rocoso del corral del Veleta (años: 2001, 2002, 2003) en Sierra Nevada y el sistema dunar de Liencres (6 observaciones entre los años 2000 y 2002) en Cantabria.

Con el desarrollo de este artículo, además de explicar la teoría de las diferentes técnicas geomáticas, se pretende valorar la aplicación de las técnicas en las condiciones particulares de cada formación geomorfológica.

Palabras Clave: *Dinámica, Sistema de posicionamiento global, Geodesia, Fotogrametría, Cartografía, Argualas (Pirineos), corral del Veleta (Sierra Nevada), Liencres (Cantabria).*

ABSTRACT

Through the use of geomatic techniques (geodesy, global positioning system, photogrammetry) it is possible to study the dynamics of structures geomorphologic with high precision.

Comparing the position of well defined elements, in two different moments, can be calculated the displacement vector (2D and 3D).

The structures geomorphologic studied are: the rock glaciers Argualas and Posets (Pyrenees), corral del Veleta (Sierra Nevada) and the system dumar of Liencres (Cantabria).

Depending on the topographic conditions of the structures that want to be analysed, different geomatics techniques must be used.

Key Words: *Dynamic, Global positioning system, Geodesy, Photogrammetry, Cartography, Argualas (Pyrenees) corral del Veleta (Sierra Nevada), Liencres (Cantabria).*

INTRODUCCIÓN A LAS TÉCNICAS GEOMÁTICAS

No cabe duda que las técnicas geomáticas (topografía, geodesia, fotogrametría,...) son las más empleadas en el control de desplazamientos y deformaciones de estructuras tanto geomorfológicas (glaciares, dunas, laderas deslizantes,...), como artificiales (diques de presas, muros de contención, asentamiento de edificios,...). Dependiendo de los medios disponibles, se pueden emplear desde técnicas tan simples como inclinómetros, jalones y cintas métricas hasta las modernas estaciones totales, sistemas de posicionamiento global, cámaras fotogramétricas, escaneado láser,... En cualquier caso, es necesario realizar dos o más observaciones para determinar la dinámica de la estructura.

A continuación, se analizan cada una de las técnicas y su aplicación concreta al campo de la dinámica geomorfológica:

Geodesia Clásica

Con la geodesia clásica (teodolito, estación total) se pueden realizar observaciones angulares y distanciométricas. Para desarrollar cualquiera de las medidas geodésicas es necesario disponer de los siguientes elementos:

- Estaciones de observación: Son los elementos en los que se estaciona el instrumental, y desde los cuales se realizan las observaciones (Figura 1). Deben cumplir la condición de ser estables, por lo tanto deben estar fuera de la zona de inestabilidad. El número mínimo de estaciones deben ser tres, para tener comprobación de las intersecciones de las visuales.
- Señales de referencia: Estas señales también están colocadas en lugares estables y visibles desde las estaciones. Las señales sirven de "orientación" para el instrumental situado en las estaciones.
- Dianas o elemento de puntería: Se colocan sobre la estructura que quiere estudiarse, de manera que cubran todos los posibles movimientos. Evidentemente, estos elementos se desplazarán solidariamente con la estructura (Figura 1).

Antes de comenzar cualquier trabajo es preciso analizar el error que puede esperarse con

el instrumental que va a emplearse. Para auscultaciones de este tipo es preciso disponer de instrumentos que midan ángulos con apreciaciones en sus limbos inferiores a los 5" y distancias con errores inferiores a $2 \text{ mm} \pm 2$ partes por millón (ppm).



Figura 1. Mediciones efectuadas con una estación total a un elemento de puntería anclado en la roca.

Tanto, para las observaciones angulares como distanciométricas es necesario disponer de redundancia de datos, posteriormente estas mediciones son analizadas por medios estadísticos. Una vez se dispone de observaciones fiables, debe procederse al cálculo numérico o gráfico, donde puede seguirse el proceso de diferencias angulares, diferencias distanciométricas y cotas, y cálculo conjunto de ángulos y distancias, *Sanjosé y Lerma (2001)*.

Sistema de posicionamiento global (G.P.S.)

Configuración del sistema

El Sistema de Posicionamiento Global (G.P.S.) está basado en una constelación mínima de 24 satélites artificiales activos, con una altura orbital de 20.180 km, periodos orbitales de 12 horas e inclinación de 55° sobre el plano del Ecuador. De esta manera, se asegura una cobertura de un mínimo de cuatro satélites visibles sobre el horizonte del lugar, durante las 24 horas del día y los 365 días del año, en cualquier punto de la superficie terrestre. La imposición mínima de los cuatro satélites es necesaria para calcular la posición del receptor, puesto que las cuatro incógnitas son las coordenadas espaciales (X, Y, Z) y el tiempo t .

Los satélites emiten constantemente señales codificadas (C/A y P) en dos ondas portadoras, de 1.575,42 y 1.227,60 MHz, pudiendo el receptor calcular la distancia a cada satélite en función de la velocidad y el tiempo de transmisión de la señal. La posición estimada de los satélites es determinada a partir de mediciones realizadas desde 5 estaciones de control situadas en tierra, las cuales transmiten dicha información a cada satélite. De esta forma, si se conoce la posición de los satélites, puede obtenerse la posición del receptor en cualquier instante de tiempo.

En el cálculo del posicionamiento mediante G.P.S. influyen distintas fuentes de error:

- Alteraciones en la velocidad de propagación de la señal por factores atmosféricos: Se debe a que al atravesar la señal emitida por el satélite la ionosfera y la troposfera terrestre, se producen variaciones en su velocidad.
- Errores en los relojes de los satélites y del receptor: Tanto los osciladores (atómicos) de los satélites como los relojes (cuarzo) de los receptores han de estar sincronizados.
- Errores multicamino “*multipath*”: Producidos por el rebote de la señal del satélite sobre las estructuras circundantes, pudiendo ocasionar distancias erróneas.
- Existen otras fuentes de error: La activación del “*Anti-Spoofing*” o encriptamiento del código P para utilización militar, la disponibilidad selectiva “*S/A*”, las efemérides de los satélites (transmitidas en el mensaje de navegación),...

La geometría de los satélites (D.O.P.) viene dada en función de su posición y del estado de los osciladores (G.D.O.P.). Cuanto más uniforme sea la distribución de los satélites, mejor será su geometría y mejor resultado mostrará el cálculo de la multilateración al receptor. Cuanto más próximo sea al valor 1, mejor será su geometría, pero para que se cumplan las exactitudes de los fabricantes el G.D.O.P. ha de ser menor o igual al valor 8.

El posicionamiento G.P.S. “diferencial”

El G.P.S. “diferencial” consiste en situar al menos dos receptores midiendo de forma simultánea una determinada línea-base (vector que une la posición de los receptores). De esta forma, gran parte de los errores que afectan a uno de los receptores, también afectarán prácticamente por igual al otro receptor. Así, si se fijan las coordenadas de uno de ellos sobre un punto de coordenadas conocidas, se estará obteniendo la posición del segundo receptor respecto al primero con una gran exactitud relativa (aunque la exactitud absoluta sea de orden métrico). Por lo tanto, las correcciones que se apliquen a cada una de las distancias determinadas a los satélites en el receptor fijo, serán las mismas correcciones a aplicar al receptor móvil.

La distancia entre el satélite y el receptor puede obtenerse básicamente mediante las técnicas de pseudodistancias y diferencia de fase. Mediante la técnica de pseudodistancias, las precisiones que se pueden alcanzar están entre 0,3 m y 1 m con receptores de bajo coste. Para el posicionamiento por diferencia de fase, se han de emplear receptores bifrecuencia de alta precisión, pudiendo obtener resultados milimétricos en postproceso. El método de medida de fase se fundamenta en la comparación entre una frecuencia de referencia, obtenida del oscilador que controla el receptor, con la portadora recibida tras la correlación. En este caso, el observable será el desfase de la señal y cambiará según lo haga la distancia satélite-receptor, *Martínez y Fuster* (1995). Si pudiera conocerse el número total de ciclos (longitudes de onda) emitidos desde que la señal sale del satélite hasta que llega al receptor, podría calcularse dicha distancia mediante la ecuación:

$$D = \lambda \cdot (N + \Delta\varphi)$$

Siendo:

D : Distancia entre el satélite y el receptor.

λ : Longitud de onda.

N : Número de ciclos.

$\Delta\varphi$: Fracción de la longitud de onda (observable).

Para poder realizar el proceso de cálculo mediante el seguimiento de la fase y resolver la ambigüedad inicial de N , es necesario que la señal no se interrumpa durante un determinado periodo de tiempo. Si por cualquier causa, se pierde la señal durante un instante, la cuenta de los ciclos se rompe “*cycle slip*” y, por tanto habrá que iniciar el cálculo.

El procesado de la información se puede realizar en tiempo real mediante la transmisión de la corrección vía radio-módem (R.T.K.), o en postprocesado de los datos en gabinete una vez finalizada la toma de datos. Si bien la técnica de postprocesado ofrece mayores precisiones (milimétricas), el tiempo de observación para cada punto ha de ser muy superior y no se dispone de garantía de la resolución de ambigüedades. Por el contrario, empleando R.T.K., se dispone de una visualización instantánea de los resultados y se conoce la exactitud estimada a priori en cada punto. Utilizando R.T.K., la exactitud obtenida mediante los algoritmos de cálculo está en ± 3 cm para la componente horizontal y ± 5 cm en la componente vertical.

Fotogrametría

Conceptos

Aplicando el “método general de la fotogrametría” es posible obtener información tridimensional a partir de imágenes bidimensionales (fotografías) y con recubrimiento entre ellas. Para conseguir grandes precisiones deben cumplirse ciertas condiciones, *Sanjosé y Serrano* (2002):

- Utilización de cámaras fotogramétricas: La particularidad de estas cámaras es que se conoce con exactitud sus datos internos (distancia focal, función de distorsión radial y posición de las marcas fiduciales y punto principal) (Figura 2).



Figura 2. Toma de datos con una cámara fotogramétrica.

- Empleo de escáner fotogramétrico: Si quiere hacerse el proceso fotogramétrico de manera digital, entonces debe convertirse la fotografía a formato digital. Para ello, debe emplearse un escáner fotogramétrico y digitalizar las fotografías a un tamaño de píxel pequeño (p.e. 15 micras).
- Restituidor analítico de primer orden o restituidor digital: El proceso de orientación fotogramétrica debe seguir la condición de colinealidad (orientaciones interna y externa) o la condición de coplaneidad (orientaciones interna, relativa y absoluta).
- Geometría de las fotografías: La precisión del trabajo está condicionada a la distancia entre el objeto y la cámara. Esto es, a menor distancia, mayor cantidad de detalles queda impresionada en la película.
- Apoyo de campo: Para hacer la orientación externa o la orientación absoluta es imprescindible conocer con gran precisión las coordenadas posicionales de los puntos sobre el objeto. Sus coordenadas se determinan con las técnicas geodésicas analizadas (estación total o G.P.S.). El sistema de coordenadas puede ser relativo o absoluto (U.T.M.).

La fotogrametría no llega a tener las presiones de las técnicas geodésicas y satelitarias, pero tiene sus ventajas con respecto a ellas:

- Se reduce el tiempo de trabajo en campo.
- Es posible disponer de información de zonas inaccesibles (taludes, acantilados,...).
- La captación de la información (fotografía) es ilimitada.

Fotogrametría de tomas normales

Las tomas normales consisten en hacerlas paralelas y perpendiculares a la base fotográfica (Figura 3). En fotogrametría terrestre para que esta condición se cumpla se diseñaron las cámaras “bicámaras”. Además, de esta condición existen otras condiciones geométricas:

- El recubrimiento longitudinal normalmente es del 60 %.
- La falta de paralelismo de las tomas es inferior a 3^º.
- La relación entre la base fotográfica y la distancia al objeto será de aproximadamente 1/10.

Cualquier restituidor fotogramétrico tiene la posibilidad de resolver este tipo de geometría.

Fotogrametría de tomas convergentes

La realización de tomas convergentes permiten olvidarnos de las restricciones geométricas, esto es, los ejes ópticos de las tomas fotográficas son convergentes e inclinados (Figura 3).

Cualquier restituidor no es capaz de realizar este tipo de orientación. Un programa informático que resuelve las tomas convergentes es “Close-Range DigitalWorkstation” (C.D.W.), y su secuencia de cálculo es, *Sanjosé y Arteaga* (2002):

1. Procesamiento de la imagen y orientación interna: Las cámaras fotogramétricas están calibradas y poseen una placa reticulada con una malla “*reseau*” de precisión micrométrica, que queda superpuesta sobre la película. Para la orientación interna se procede a la medición manual-automática de las marcas fiduciales.

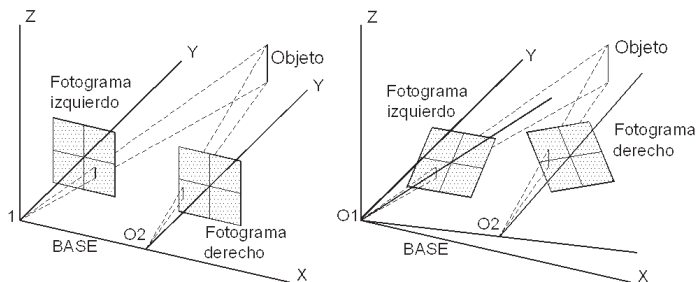


Figura 3. Tomas fotográficas normales y convergentes.

2. Medición de puntos homólogos u orientación externa: Consiste en la identificación de puntos en las imágenes o fotografías. Las reglas que debe seguirse son:
 - Medición entre 10 y 12 puntos homólogos, en todas las fotografías.
 - Los puntos homólogos deben estar distribuidos por toda la imagen.
 - Cada punto homólogo debe ser medido, al menos, en tres fotografías.
3. Determinación de las coordenadas: La técnica empleada es el “ajuste de haces”, la cual permite realizar el ajuste y el cálculo considerando todas las imágenes como un conjunto único. De esta manera, se minimizan las desviaciones existentes (cuadrado de los errores residuales) empleando el método de “mínimos cuadrados”.

APLICACIONES GEOMÁTICAS EN LA DINÁMICA GEOMORFOLÓGICA

Las técnicas geomáticas han sido aplicadas a los glaciares rocosos de Argualas y Posets (Pirineos), corral del Veleta (Sierra Nevada) y el sistema dunar de Liencres (Cantabria).

En el glaciar rocoso del Posets solo se ha efectuado una toma de datos (2000), por ello todavía no puede conocerse la magnitud de su dinamismo.

Glaciar rocoso de las Argualas

En este glaciar se han realizado campañas de observación durante los años: 1991, 1993, 1994, 1995, 1998 y 2000. En todos ellos, se ha observado por técnicas geodésicas y además, en el año 2000 se empleó las técnicas satelitarias (G.P.S.) y fotogramétricas (tomas convergentes).

Geodesia en las Argualas

Debido a la complicada orografía se han situado tres estaciones en lo alto de la arista noroeste del pico “Garmo negro”. Las tres estaciones están muy próximas y casi alineadas, lo cual constituye una geometría no muy adecuada para las observaciones geodésicas.

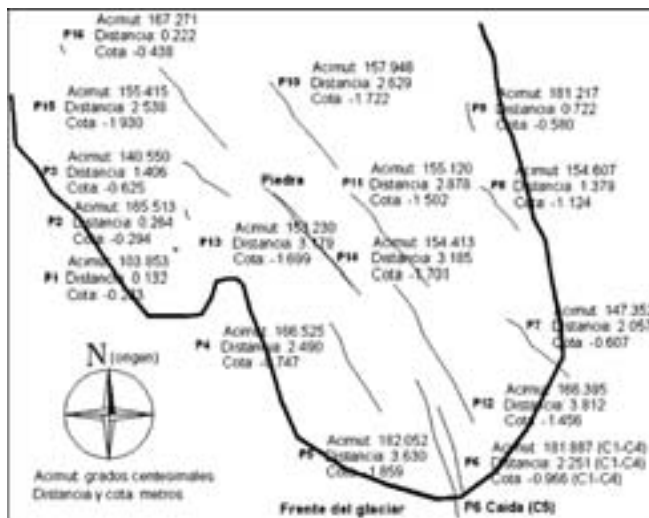


Figura 4. Dinámica del glaciar rocoso de las Argualas (1991-2000).

Desde cada estación se observan al menos dos referencias para la orientación, así como las dieciséis varillas de 1,20 m colocadas en el glaciar. La disposición de las varillas está motivada por el interés de conocer todos los posibles movimientos del glaciar (Figura 4).

Se han calculado las coordenadas de las varillas mediante el desarrollo de las técnicas gráficas de intersección angular y de distancias y, además, se han usado programas informáticos (T.C.P.). En cualquier caso la diferencia entre los cálculos nunca han sido superiores a 4 cm.

Como promedio anual puede afirmarse que el desplazamiento del frente del glaciar durante la década de los 90 ha sido de 40 cm en planta y - 20 cm (hundimiento) en cota.

G.P.S en las Argualas

Actualmente no puede afirmarse el dinamismo del glaciar rocoso de las Argualas con técnicas satelitarias, ya que sólo se ha realizado una observación (año 2000). El modo de observación fue el procesamiento de los datos por diferencia de fase en tiempo real.

Se empleó una de las estaciones de observación geodésicas para el cálculo de las coordenadas relativas del glaciar. El receptor móvil se traslada por todas las varillas del glaciar.

Para comprobar los datos y evitar el efecto multicamino que podría producirse en las paredes que envuelven el glaciar, se utiliza la técnica de reocupación, esto es, se mide cada varilla dos veces en distintos instantes de tiempo. Cuando no existe coincidencia en las coordenadas (diferencia superior a 4 cm), se efectúa una nueva observación para eliminar el efecto multicamino.

Fotogrametría convergente en las Argualas

La única observación fotogramétrica se realizó en el año 2000. Para la toma de datos se procedió a la colocación de 10 señales (puntos de apoyo) visibles en los fotogramas (Figura 5).

A estos puntos se les dio coordenadas desde las estaciones de observación por técnicas geodésicas.

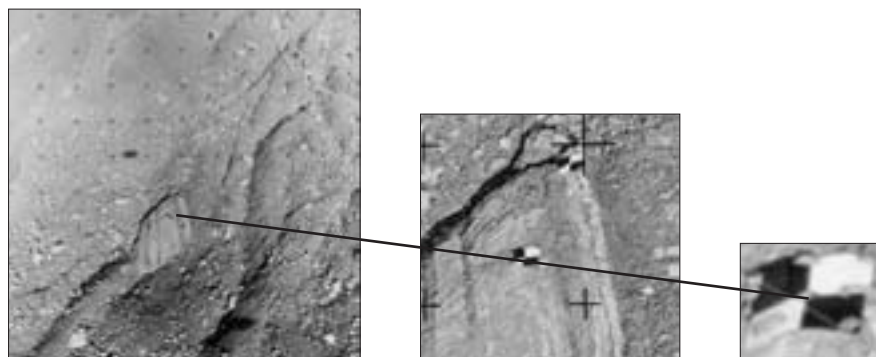


Figura 5. Fotografía y detalle de un punto de apoyo.

Las nueve tomas fotográficas se hicieron desde un helicóptero que volaba alrededor de la zona de estudio. En este caso, las fotografías fueron convergentes e inclinadas, *Sanjosé* (2004).

El objetivo de la técnica fotogramétrica consistía en disponer de una cartografía de detalle (escala 1/500) de una zona del glaciar. Se restituyeron más de 250 puntos con errores inferiores a 10 cm. Con estos puntos se realizó la triangulación, y el posterior curvado para generar el M.D.E. (Figura 6), el mapa de pendientes y el mapa de alturas. Finalmente, sobre la cartografía se insertó la textura del glaciar para realizar simulaciones de vuelo (Figura 6).

En el futuro, se hará otro levantamiento fotogramétrico y se comparará con el actual para analizar su dinámica.

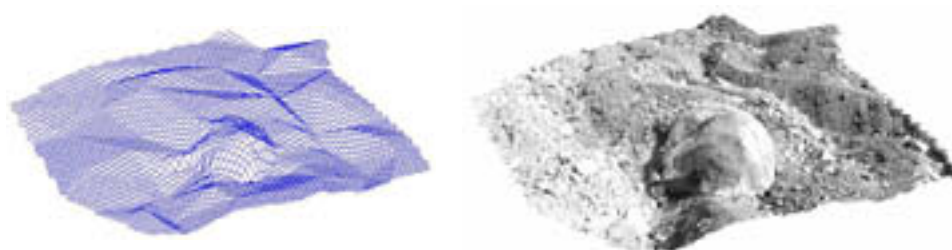


Figura 6. Malla tridimensional y pegado de la textura.

Glaciar rocoso del corral del Veleta

Las técnicas geodésicas y G.P.S. se han aplicado el año 2001, 2002 y 2003, y la fotogrametría de tomas normales el año 2003.

Geodesia en el Veleta



Figura 7. Vista general del glaciar del corral del Veleta y situación de los 14 puntos de control (2001).

Aprovechando la morrena lateral que posee el glaciar, se ha situado una única estación de observación. Las señales de referencia son tres, y catorce los puntos situados en el glaciar (campana del 2001), posteriormente se añadieron otros 21 puntos en el año 2002 (Figura 7).

Para evitar posibles errores en las observaciones, se efectúan dos series independientes. La diferencia tridimensional (X, Y, Z), entre estas observaciones ha de ser inferior a 3 cm. Estos valores se comprueban con los obtenidos por G.P.S., siendo en ambos métodos inferiores a 3 cm.

La dinámica del glaciar rocoso del corral del Veleta tiene un desplazamiento medio anual en planimetría de 26 cm y altimetría – 30 cm (hundimiento), *Gómez et al.* (2002); *Gómez et al.* (2004).

G.P.S. en el Veleta

Para realizar las observaciones con G.P.S. del corral del Veleta (Figura 8) debe tenerse en cuenta las siguientes condiciones:

1. Obstrucción de las señales de los satélites al situarse el glaciar en una zona hundida y rodeada de acantilados.
2. Posibilidad de rebotes de las señales de los satélites sobre las paredes que rodean el glaciar.

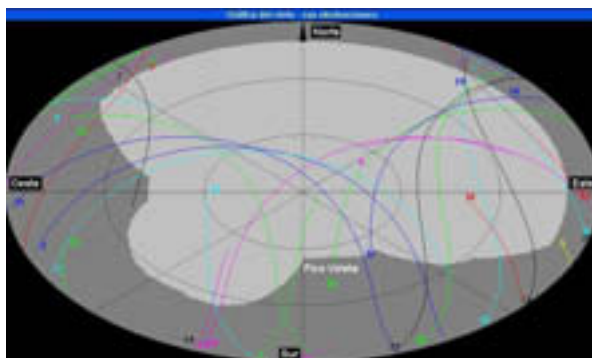


Figura 8. Trayectoria de los satélites sobre el horizonte. Significativa obstrucción del pico Veleta (Sur).

Otro factor que condiciona la exactitud de los resultados finales es la geometría propia de los satélites (D.O.P.-G.D.O.P.), esto se debe a que cuanto menos uniformemente estén distribuidos los satélites, peor será el resultado de la multilateración en el receptor. A medida que se realizan las observaciones, pueden analizarse las trayectorias de los satélites sobre el horizonte del lugar (Figura 8).

Fotogrametría de tomas normales y convergentes en el Veleta

Las tomas fotográficas se hicieron desde la vertical del glaciar. Esto es posible porque el pico Veleta tiene un cortado “casi” vertical con respecto al glaciar.

En este caso, se ha empleado un restituidor analítico y el proceso fotogramétrico tiene un error en la orientación absoluta de 20 cm. Una vez realizado el proceso de orientación fotogramétrica se procede a la restitución altimétrica (Figura 9).

Las coordenadas terreno se calcularon a unas señales de 1 metro cuadrado de dimensión, colocadas sobre el glaciar rocoso. Las coordenadas de los puntos de apoyo se dieron con estación total y G.P.S., verificándose las coordenadas (diferencias de ± 3 cm), mediante ambos métodos geomáticos.

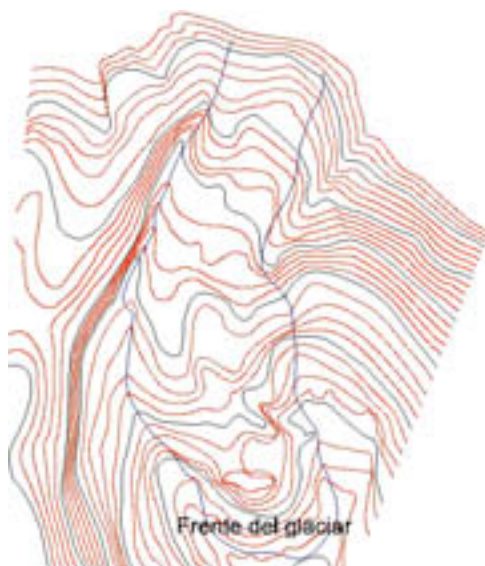


Figura 9. Cartografía del glaciar del corral del Veleta.

Sistema dunar de Liencres

El sistema dunar de la playa de Valdearenas en Liencres constituye una flecha litoral de 1.700 m de largo por un ancho variable entre 20 m y 700 m, en la desembocadura del río Pas. Nuestro estudio se ha limitado a una duna “lingüiforme” ubicada en la zona central del siste-

ma. La duna tiene su avance hacia una vaguada producida artificialmente para la extracción de áridos en los años setenta y ochenta, *Arteaga y González (2002)*.

Las dimensiones aproximadas de la duna son 250 m de largo y 120 m de ancho, su avance es en dirección NW-SE, la pendiente media a barlovento es de 5° y a sotavento de 45° (Figura 10).

Las técnicas desarrolladas sobre el sistema dunar de Liencres han sido: Geodesia, G.P.S. y fotogrametría de tomas convergentes, durante los meses:

- Octubre de 2000.
- Noviembre de 2000.
- Marzo de 2001.
- Julio de 2001.
- Agosto de 2001.
- Marzo de 2002.

Durante este periodo de estudio, la duna se ha desplazado en su zona frontal-central 12,15 m., esto es aproximadamente 8,50 m/año.

Geodesia en Liencres

En este caso, puesto que se mide sobre una estructura arenosa dinámica, no hay ningún detalle que se mantenga estable entre las campañas, por ello se han colocado unas señales artificiales provisionales (Figura 5). La determinación de la posición de estas señales se ha obtenido mediante el empleo de técnicas geodésicas (intersección angular y de distancias).

Las coordenadas de estas señales, serán utilizadas para el proceso de orientación “absoluta” en el proceso fotogramétrico.

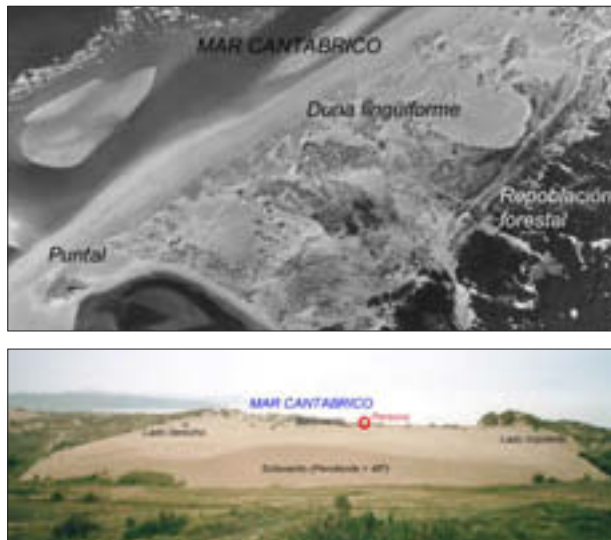


Figura 10. Sistema dunar de Liencres, vista aérea y frontal.

G.P.S en Liencres

Con el empleo del G.P.S. se han comprobado las coordenadas geodésicas de las señales artificiales. Además, en algunas campañas se hicieron “levantamientos topográficos” para la ejecución de cartografía. Estos levantamientos sirvieron de comprobación a la técnica fotogramétrica.

Fotogrametría en Liencres

La técnica más empleada en esta estructura geomorfológica ha sido la fotogrametría. En concreto se han utilizado las tomas convergentes para desarrollarla con el programa C.D.W., el cual necesita al menos tres fotografías del mismo objeto (Figura 11).

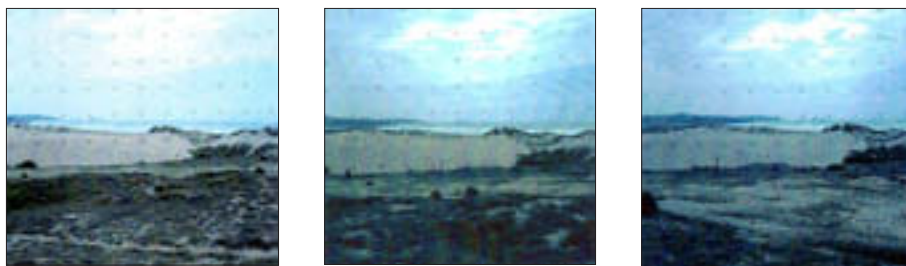


Figura 11. Configuración de las tres fotografías convergentes.

CONCLUSIONES

En general, como se ha comprobado, todas las técnicas geomáticas son válidas para la cuantificación dinámica de estructuras geomorfológicas. Pero analizadas individualmente, cada una de ellas muestra ventajas e inconvenientes:

- Orografía: En zonas de montaña existen los inconvenientes del efecto multicamino y obstrucción de las señales para la técnica G.P.S. En la técnica geodésica el inconveniente es la ubicación de las estaciones de observación.
- Precisión: Tanto la técnica geodésica como G.P.S. se sitúan dentro de los umbrales de error establecidos “a priori”. Los errores en fotogrametría son algo mayores debido a que debe apoyarse en los “puntos de apoyo” suministrados por geodesia o G.P.S.
- Rapidez: Para la toma de datos en una sola observación, la técnica G.P.S. es la más rápida, pero en la determinación de la dinámica (varias observaciones), la más rápida es la fotogrametría. Además, con fotogrametría pueden determinarse gran cantidad de puntos (la información está en la fotografía y será tratada en gabinete).
- Cartografía: La fotogrametría es la técnica más adecuada para la producción cartográfica “de detalle” de estructuras geomorfológicas. La ventaja de la fotogrametría terrestre respecto a la aérea es su economía (ahorro del coste económico de un avión).

Todo esto, lleva a considerar que los tres métodos son complementarios, siendo la técnica geodésica y satelitaria las más apropiadas para la determinación precisa de la dinámica. La técnica fotogramétrica es la más adecuada para la obtención de cartografía, y perdiendo precisión con respecto a las otras técnicas geomáticas, también es una técnica adecuada para la determinación de la dinámica geomorfológica.

REFERENCIAS

- Arteaga Cardineau, C. y González Martín, J.A. (2002): "Impactos antrópicos y evolución geomorfológico reciente (siglos XIX-XX) en el parque nacional de las dunas de Liencres". *VII Reunión Nacional de Geomorfología, estudios recientes (2000-2002) en Geomorfología*. Valladolid, pp. 67-78.
- Gómez Ortiz, A.; Schulte, L.; Palacios, D.; Ramos, M. et al. (2002): "El sistema morrénico del Corral del Veleta (Sierra Nevada, España)". *Aportaciones a la geomorfología de España en el inicio del tercer milenio*. IGME. Madrid, pp. 405-415.
- Gómez Ortiz, A.; Salvador, F.; Schulte, L. et al. (2004): "Control morfométrico y térmico de un glaciar rocoso en montaña mediterránea (Corral del Veleta, Sierra Nevada). *VII Reunión Nacional de Geomorfología*. Toledo, "en prensa".
- Martínez Rosique, J.A. y Fuster Escuder, J.M. (1995): *El sistema de posicionamiento global*. Servicio de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Sanjosé Blasco, J.J. y Lerma García J. L. (2001): "La fotogrametría digital: Una herramienta idónea para el cartografiado y modelado de zonas de alta montaña". *V Reunión IPA-España, periglaciario en montaña y altas latitudes*. Potes (Cantabria), pp. 185-203.
- Sanjosé Blasco, J.J. y Serrano Cañadas, E. (2002): "Determinación del movimiento superficial del glaciar rocoso de las Argualas (Huesca) mediante el empleo de técnicas fotogramétricas". *VII Reunión nacional de Geomorfología, estudios recientes en Geomorfología*. Valladolid, pp. 263-273.
- Sanjosé Blasco, J.J., Arteaga Cardineau, C. (2002): "Aplicación de las técnicas geodésicas y fotogramétricas para el seguimiento de una duna "lingüiforme" en el sistema dunar de Liencres, Cantabria (España)". *III Conferencia Nacional de Cartografía y Geodesia*. Aveiro (Portugal), pp. 179-192.
- Sanjosé Blasco, J.J. (2004): "Estimación de la dinámica de los glaciares rocosos mediante modelización ambiental y técnicas fotogramétricas automáticas". *Revista Topografía y Cartografía*. Madrid, pp. 10-16.

Cálculos y técnicas SIG para la gestión del espacio costero. Determinación de zonas vulnerables en el hemidelta norte del Ebro a partir del cálculo del retroceso de la playa de la Marquesa

A. Crous i Bou, D. Varga i Linde y J. Pintó i Fusalba

Laboratori d'Anàlisi i Gestió del Paisatge. Departamento de Geografía, Historia e Historia del Arte, Facultad de Letras, Universidad de Girona, c/ Plaça Ferrater Mora, 1, 17071, Girona.

RESUMEN

En los últimos tiempos se ha producido un cambio de tendencia en las zonas sedimentarias (playas, deltas,...) del litoral catalán. Lo que antes eran zonas de acumulación de arenas, en continuo crecimiento, han pasado a convertirse en zonas sometidas a procesos erosivos, dando como resultado un retroceso de la línea de costa y por lo tanto de la amplitud de las playas, deltas y otras morfologías costeras.

La playa de la Marquesa situada en el hemidelta norte del Delta del Ebro es una de las zonas más afectadas por la regresión litoral de la costa catalana. Dicha playa, con una longitud total de 4850 m y una anchura variada según el tramo (de 10 a 150 m), limita por el norte con la Península del Fangar y por el sur con la desembocadura del río Ebro. En toda esa franja se extiende uno de los sistemas de dunas litorales más bien conservados de todo el litoral catalán. En contacto con ese cordón y hacia el interior se extiende una gran zona de cultivo del arroz.

Con la finalidad de determinar el área erosionada de la playa de la Marquesa se han utilizado los sistemas de información geográfica, los cuales nos han permitido obtener una explicación detallada de los procesos que influyen en la evolución costera y cuantificar y constatar los cambios de la línea de costa para poner de manifiesto las consecuencias que tanto en el ámbito ambiental como socioeconómico se producen. A la vez que nos permiten proyectar los resultados obtenidos en el futuro y así detectar cuales son las zonas más vulnerables, y en consecuencia las que se deberían de tener en cuenta para la futura gestión del territorio.

Toda la cartografía digital ha sido manipulada y tratada mediante los software Erdas Ima-

gine (Modulo Orthobase) y ArcView 3.2, ese ultimo también utilizado para la producción de la cartografía final que se presentará.

Palabras Clave: erosión costera, tasa de evolución, áreas vulnerables, SIG, Delta del Ebro.

ABSTRACT

In the second half of the twentieth century the evolution of the sedimentary areas of the Catalan coast has changed. Former areas of accretion that grew in a continuous way have been transformed in areas under the domain of the erosion. The result is the regression of the coastline and the erosion of beaches, deltas and other coastal sedimentary morphologies.

The Marquesa beach is located in the delta of river Ebro, in its north hemi delta. The beach is one of the coastal areas of Catalonia more affected for the erosion. This beach has 4850 m of length and a variable wide, between 10 and 150 m. It is limited in the north by the peninsula of Fangar and in the south by the mouth of river Ebro. In the backshore of the beach there is one of the most important dune systems of Catalonia which is bordering an extents area of rice crops.

With the aim of measuring the Marquesa beach area that has been eroded we have used a series of aerial photographs, from 1964 until 1998. The measures have been introduced in a Geographical Information System (GIS) to mapping and quantifying the evolution of the coast line. The use of GIS has allowed modelling the recent changes and to predict the most vulnerable areas, both are useful to the land management of the delta.

Key Words: *Quantitative Methods. GIS, Remote Sensing, paper, style.*

INTRODUCCIÓN

Son dos los procesos que podemos encontrar actuando en nuestras costas: los procesos de progradación, propios de las costas bajas y que dan lugar al desarrollo de las playas y otras formas de acumulación costeras; y los procesos de erosión, más frecuentes en las costas altas, rocosas, donde la energía de las olas inciden más directamente. Sin embargo, en las últimas décadas, determinadas actuaciones humanas han provocado una inversión de la tendencia evolutiva natural en la mayoría de sectores de costas de acumulación, las cuales han pasado a ser zonas donde imperan los procesos de erosión. Dentro de este marco general, la playa de la Marquesa del hemidelta norte del Ebro es una de esas playas del litoral catalán que han entrado en regresión, reduciendo en muchos metros la zona de playa con el paso del tiempo.

Dicho retroceso comporta el riesgo de inundación de las zonas colindantes, hasta el momento alejadas de la posibilidad de sufrir daños, con un impacto socio-económico importante,

debido a los daños en propiedades e infraestructuras costeras, y sobretodo, en el caso de la playa de la Marquesa, un gran impacto ambiental, debido a la pérdida de los cordones dunares y por lo tanto de biodiversidad florística y paisajística.

Por todo ello, el principal objetivo del presente estudio es la obtención de información suficiente para realizar una predicción de futuro, obteniendo las zonas más vulnerables, y en consecuencia poder aconsejar las actuaciones más adecuadas para la gestión del sector. Para ello se ha empezado con la cuantificación de los cambios que la playa ha sufrido en los últimos 40 años, mediante la utilización de fotografías aéreas, desde 1964 hasta la actualidad, de modo que se ha podido establecer la tasa de retroceso de la playa, y a partir de ella obtener la zona que, si se mantienen invariables los factores condicionantes, se verá afectada por la erosión en un futuro próximo.

METODOLOGÍA

Para el cumplimiento de los objetivos propuestos en este estudio sobre evolución costera se usó el análisis de imágenes captadas por sensores remotos. La innovación tecnológica en aspectos como la recogida, el almacenamiento y la interpretación de los datos ha permitido utilizar todo un conjunto de herramientas, proporcionadas por los Sistemas de Información Geográfica (SIG), para la medida, la cuantificación y la plasmación cartográfica de los cambios en la línea costera, además de la determinación de zonas de elevada vulnerabilidad.

Datos utilizados

Para la cuantificación de la evolución de la playa, el dato básico que se requiere es la determinación de la línea de costa, la cual permite ver la diferencia entre los distintos años, establecer comparaciones y calcular la tasa de erosión, expresada en metros de retroceso por año.

Fuentes documentales

Fotografía aérea

La fotografía aérea es el documento básico y ha sido uno de los materiales más ampliamente usados para obtener información sobre morfología costera y procesos costeros en general. A pesar de que las primeras fotografías aéreas verticales son de los años 20, no es hasta finales de los años 60 cuando empiezan a utilizarse para medir los cambios en la línea costera, *Ortiz (2001)*.

Por todo ello se utilizó la fotografía aérea, obteniéndose las distintas líneas de costa. Concretamente, para el caso de la playa de la Marquesa, se han utilizado las fotografías aéreas de 1964, 1971 y 1988, del ICC (Institut Cartogràfic de Catalunya), realizadas a distintas escalas: 1:10.000, 1:18.000 y 1:22.000, respectivamente.

Cartografía digital

Para la obtención de información en períodos posteriores a la procedente de las fotografías aéreas, en concreto para el año 1998, se ha usado cartografía digital, como los ortofotomapas en blanco y negro a escala 1:5.000.

El Sistema de Posicionamiento Global (GPS)

Los GPS es una de las técnicas más recientes utilizadas en estudios de evolución y morfología costera (Ortiz, 2001). Dada su comprobada capacidad de capturar la posición de puntos con una precisión extraordinaria, se ha convertido en un instrumento con un elevado potencial de aplicabilidad. En el presente estudio se ha empleado la tecnología GPS para la obtención de datos recientes, en concreto correspondientes al 2003.

Procedimientos

Ortorectificación

Es ya sabido que cuando se intenta trabajar con fotografías aéreas, sin ningún tipo de rectificación, surgen dos problemas: el primero de ellos es que dos fotografías con una zona común, al intentar adjuntarlas no hay manera que encajen. Si además, quieren solaparse con otros materiales (ortofotomapas digitales, mapas topográficos digitales,...) aparece el impedimento de la no georeferenciación de las fotografías, por lo que al ser escaneadas e incorporarlas en un SIG no se sitúan en las coordenadas (x e y) que les corresponde. Estos problemas aparecen por las distintas distorsiones que presentan las fotografías, debido a distintos factores como son: (i) la óptica de la cámara, (ii) el relieve, (iii) el paso de una superficie en 3D a una superficie en 2D, (iv) un error en la colocación de la película en el momento de la exposición, (v) un error creado por las ópticas de los escáners, entre muchos otros (Fernández, 2000). Algunos de ellos imposibles de corregir (Ortiz, 1997).

Por todo ello, previamente a la captación de la información de las fotografías aéreas, han de ser ortorectificadas (se deben eliminar los errores existentes y deben georeferenciarse). Para tal procedimiento se requiere de (i) distintas fotografías aéreas en formato digital, (ii) ortofotomapas digitales de la misma zona, para la obtención de puntos de control con sus correspondientes coordenadas (x,y) y (iii) un MDE (modelo digital de elevaciones) que permite corregir los errores provocados por el relieve. Los pasos realizados son los siguientes: (i) calibración de las imágenes, (ii) entrada de puntos de control, (iii) triangulación y (iv) ortorectificación. El resultado obtenido a partir de estos procedimientos es un conjunto de fotografías (tantas como se hayan utilizado en el proceso) a escala en toda su extensión, georeferenciadas y sin errores, por lo que toda información captada de esa imagen se acepta como válida. Todo ello se realizó, para el presente estudio, con el modulo ORTHOBASE del software ERDAS IMAGINE.

Tratamiento de datos en un Sistema de Información Geográfica (SIG)

La singularidad, y la gran ventaja que nos proporcionan los SIG frente a otros programas informáticos de CAD, cartografía automática, etc., es su capacidad para realizar análisis espacial (Ortiz, 2001). Dada esa característica, y el objetivo propuesto en este estudio, los SIG han sido una de las herramientas que más se ha utilizado, ya sea para el cálculo de distancias entre las distintas líneas costeras o para el cálculo de las superficies de playa.

Así que una vez preparada dicha cartografía corregida y georeferenciada en el mismo sistema de coordenadas (UTM), se ha pasado a la fotointerpretación de las imágenes, extrayendo de cada una de ellas la superficie de playa. Mediante el uso de un SIG ha sido posible calcular parámetros como la superficie, el perímetro y diversas distancias entre líneas. Dichos parámetros obtenidos para cada uno de los años estudiados han permitido la comparación y la determinación de la evolución de la zona de erosión de la playa de la Marquesa entre los años 1964 y 2003, y el cálculo de la tasa de erosión.

Cálculo de la tasa de erosión

Existen distintos métodos para la estimación de tasas evolutivas de la línea costera; las diferencias se encuentran en el objetivo que se persigue y en la disponibilidad de los datos. Los más utilizados son: (i) incremento neto (EPR = End Point Rate) y (ii) regresión lineal (LR = Linear regression), y existen dos variantes de ellos, el AOR—Average of Rates y JK—Jackknifing, respectivamente (Sánchez-Arcilla y Jiménez, 1994).

Para la obtención de la tasa de erosión en la playa de la Marquesa se usó el método EPR (incremento neto), el cual utiliza únicamente dos posiciones de la línea costera, generalmente la última y la primera disponibles, despreciando todas las posiciones intermedias. La tasa evolutiva se corresponde al desplazamiento experimentado entre las dos posiciones normalizadas con el tiempo transcurrido entre ambas. Es un método útil cuando lo que se pretende es evaluar en términos estrictos el retroceso o avance de un sector costero (Jiménez, 1998).

Con el trazo de una línea imaginaria paralela a la de costa y la definición encima de ella de un conjunto de puntos equidistantes, se calcula a partir de ellos la distancia a las dos líneas de costa disponibles, la primera (1964) y la última (2003). La diferencia de la distancia entre una y otra partido por los años transcurridos (39) nos permite obtener la tasa evolutiva de un tramo costero.

Definición de la línea de costa en los próximos 40 años

Para determinar las distintas líneas de retroceso de la costa asociadas a los riesgos de erosión es necesario el análisis de la evolución de la línea costera, objetivo que se cumple con la realización de los pasos anteriormente comentados. La evolución de la costa a medio plazo (varias décadas) refleja el efecto conjunto de la mayoría de las causas responsables de la erosión costera. Por ello, la posición futura de la costa puede ser estimada multiplicando la tasa anual de retroceso de la línea costera (*shoreline retreat rate*, SRR) por el número de años

correspondiente (V_x). El cálculo para la posición de la costa dentro de 50 años se obtendría, por ejemplo, mediante $V_{50} = V_0 + SRR \cdot 50$, donde V_0 representa la posición inicial de la costa. La determinación de la posición futura de la línea de costa se ha realizado para los próximos 10, 20, 30 y 40 años.

Esta expresión, de fácil aplicación, asume que las causas del retroceso de la orilla (déficit sedimentario y ascenso del nivel del mar) no serán modificadas durante el período evaluado.

Precisión de datos

Antes de evaluar los resultados debe tenerse en cuenta la veracidad de los distintos datos de los que se dispone para el análisis. Es decir, cabe determinar el error asociado a los datos, el cual determinará el rango de validez de los resultados.

A grandes rasgos pueden distinguirse dos grupos de fuentes de error: los asociados a la restitución de la foto, los cuales vienen ocasionados por la escala de vuelo y el proceso de restitución en sí mismo; y los relacionados con la propia definición de la línea de orilla (*Jiménez*, 1998).

La evaluación del error referente al primero de los grupos depende del proceso de restitución realizado para las distintas fotografías. A lo largo de dicho proceso, en concreto en la aerotriangulación, el programa calcula, según los distintos puntos de control utilizados, el RMS (Root Means Squared) el cual nos indica los píxeles de desplazamiento que tendrá la ortofoto resultante. Para acabar determinando los metros de error nos cabe saber la resolución, es decir la dimensión del píxel de la imagen final. Este es de 0,5m para las fotografías que se han utilizado, mientras que el RMS, calculado en la triangulación, es de 2,45 (píxeles desplazados). Por lo que se calcula que el área de playa obtenida para los años 64, 71 y 88 contienen un error de desplazamiento de $\pm 1,225$ m.

En el caso de la superficie de playa del 1998 obtenida del ortofotomapa del ICC se corresponde con los estándares asociados a un mapa de 1:5.000 en los cuales se calcula un error de $\pm 0,3$ m (*Jiménez*, 1998).

Por último puede considerarse para el año 2003 el mismo valor de error que para el año 1998 (0,3 m), ya que los datos obtenidos con el GPS, aun calculado el error que dicho instrumento proporciona en la obtención de coordenadas ($\pm 1,5$ m), han sido corregidos mediante su superposición al ortofotomapa del 1998 y desplazados hasta encajar. Todo ello ha sido posible con la extensión "Módul d'Utils" de ArcView 3.2.

Además de estos errores hay que añadirle el asociado a la propia definición de la línea de costa, el cual puede calcularse a partir de las características físicas de la playa (*Jiménez*, 1998). Este error planimétrico (ΔX), es decir un posible desplazamiento de la línea de costa, como consecuencia de la variación de la posición del nivel medio del mar durante la toma de la fotografía, puede calcularse conociendo la pendiente ($\tan\beta$) de la zona de estudio y la posición vertical del nivel del mar en las distintas fotografías de las que disponemos (ΔZ), a través de la fórmula siguiente: $\Delta X = \Delta Z / \tan\beta$ (*Jiménez*, 1998). Y aunque no se ha podido disponer de dicha información (ΔZ), se ha hecho una aproximación a ese error, ya que las características de la playa de estudio lo requieren, dado que las playas con perfiles suaves, y por lo tanto donde

pequeñas variaciones en vertical significan unos desplazamientos horizontales relativamente grandes, son en las que esa fuente de error tendrá máxima relevancia. La estimación de dicho error se ha realizado teniendo en cuenta que el desplazamiento en vertical (ΔZ) es de unos 0,25 m (el rango de marea astronómica típica del litoral catalán (Jiménez, 1998)) y que la pendiente típica del estrán a lo largo de la playa de la Marquesa, bastante uniforme en toda la zona, es de 0,01159. Por lo tanto, el valor del error asociado a la definición de la línea de costa es de $\pm 21,57$ m.

En caso de no haberse podido determinar el anterior error, debería sumarse a cada uno de los períodos estudiados 0,25 m, que corresponde, como se ha comentado, a los desplazamientos del mar asociados a la marea astronómica a la que se encuentra expuesta toda la costa catalana.

Además, también se deberían considerar los cambios del nivel del mar en momentos de marea meteorológica (en episodios de bajas presiones) hasta 1 m según Jiménez (1998), pero al estar trabajando con fotografías tomadas en épocas de verano, y por tanto con menor probabilidad de que tal suceso ocurriera en el momento de la captura de la imagen, no se han tenido en cuenta estos posibles errores.

Por lo tanto, la precisión final de las distintas líneas de cota de este estudio y los errores estimados en la posición de la línea de costa para cada conjunto de datos, teniendo en cuenta todas las fuentes de error, son los siguientes:

Cuadro 1. Error estimado de las distintas líneas de costa

Fecha	Fuente	Error estimado
1964 – 1988	ICC	$1.225 + 21.57 = 22.795\text{m}$
1988 – 2003	ICC	$0.3 + 21.57 = 21.87 \text{ m}$

SITUACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

La playa de la Marquesa se encuentra en el hemidelta norte del delta del Ebro (sur de Catalunya), perteneciente al municipio de Deltebre. Tiene una longitud total de 4850 m y una anchura que varía según el sector entre 10 y 150 m. Se ha escogido el tramo más septentrional, de unos 2000 m de longitud, para efectuar el análisis de las tasas de erosión. En todo ese tramo se ha desarrollado uno de los sistemas dunares mejor conservados de todo el litoral catalán. En contacto con ese cordón y hacia el interior se extiende una gran zona de cultivo del arroz.

Se trata de una playa larga, uniforme y rectilínea, de arenas muy finas y con pendiente muy suave, lo que comporta que el agua presente poca profundidad. Tiene orientación hacia el noreste, lo que determina que su morfología esté muy condicionada al viento y por lo tanto expuesta al oleaje. Dicho zona es especialmente ventosa durante el otoño y el invierno, donde los vientos gregal (procedente del NE), el levante (E), el garbí (SW) y el mestral (NW) son los dominantes.

Los de NW y N, que soplan con mayor fuerza en invierno, son los principales responsables de que la zona donde las dunas son mayores sea en el hemidelta norte, y los de levante (E) que predominan en primavera y otoño originan violentos temporales con gran capacidad de modelación de la línea de costa.

Cabe decir que dicha playa se encuentra incluida en el Parc Natural del *Delta de l'Ebre*, reconocido como tal por el decreto 332/1986 de 23 de Octubre.



Figura 1: Situación geográfica de la Playa de la Marquesa (Delta del Ebro)

EVOLUCIÓN RECIENTE DE LA PLAYA DE LA MARQUESA

El caso de la playa de la Marquesa, es uno más de los muchos casos de playas en retroceso que encontramos en el litoral catalán. Su peculiaridad se encuentra en la localización de dicha playa, en el Delta del Ebro, cuya tendencia tendría que ser la opuesta a la actual, dado que uno de los principales agentes explicativos de los cambios costeros a medio plazo son las aportaciones de sedimentos que realizan los ríos, y por lo tanto no puede ser en otra zona que en la desembocadura de los mismos donde la aportación de sedimentos sea mayor, mostrando una clara progradación hacia el mar, y donde se observe de forma más patente y perceptible la evolución de la línea costera.

La escala temporal asociada a esos cambios costeros a medio plazo es del orden de décadas, por lo que la temporalidad del estudio que aquí se presenta abarca un período de 4 décadas (desde 1964 a 2003) en el cual se ha determinado la evolución y la tendencia costera de la playa de la Marquesa.

En el caso de la playa de la Marquesa, puede verse claramente (figura 2) cómo el proceso que prevalece es el de regresión, observándose una elevada disminución de la superficie de playa con el paso de los años.

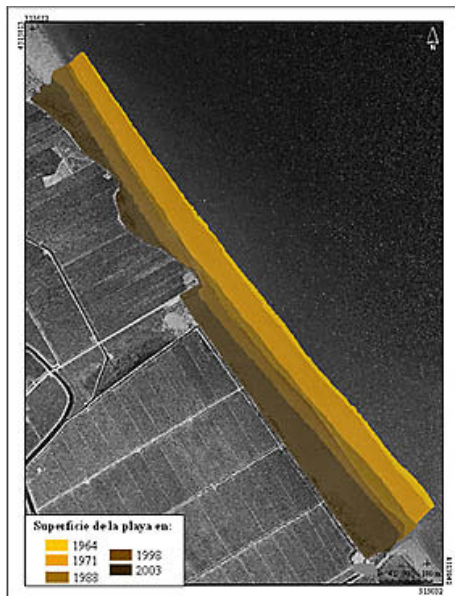


Figura 2. Evolución de la superficie de la playa de la Marquesa (1964 – 2003)

En la figura 2 se constata la superposición de las distintas superficies de playa, obtenidas de las fotografías aéreas, para los diferentes años estudiados. La realización del ejercicio de comparación nos permite determinar que el proceso que prevalece en la zona estudiada es el de regresión, apreciándose en ella la elevada reducción que ha sufrido la superficie de playa y en consecuencia el retroceso de la línea costera.

Parece ser un proceso de retroceso bastante constante y estable en todo el período estudiados, y muy homogéneo a lo largo de los 2 kilómetros de costa que abarca la zona de estudio. Aunque si analizamos detalladamente el ritmo evolutivo, aun siendo siempre con tendencia a la baja, se demuestra una mayor intensidad de esa disminución de la superficie a partir de la década de los 60, dado que en 7 años (64-71) disminuyó a un ritmo de $-6,4\%$, con una reducción de 3,2 hectáreas. Por el contrario, en períodos posteriores se observaron declives mayores: entre 1971-1988 (17 años) el retroceso fue de $34,4\%$ (16,3 ha), en los 10 años posteriores (1988-1998) fue de $22,48\%$ (6,5 ha), y finalmente, entre 1998 y 2003 (5 años) fue de un $12,60\%$ (7,2 ha). La regresión más intensa se debe a la elevada disminución de la carga sólida del río Ebro, modificada respecto a la que presentaba anteriormente por la construcción durante los últimos 50 años de un elevado número de embalses, en el tramo medio de la cuenca fluvial del Ebro, capaces de retener gran cantidad de sedimentos. Estos últimos embalses construidos son: en 1948 el de Flix, en 1966 el de Mequinçã y en 1969 el de Ribaroja. Aunque sean construidos en momentos anteriores al gran retroceso de la playa, son la principal explicación del retroceso, ya que la respuesta del medio a los cambios no es inmediata. Además, la inexistencia de barreras al transporte longitudinal de sedimento en todo el tramo estudiado juega en contra de la playa, ya que el viento y el oleaje movilizan la arena de las playas, y dicho material es

transportado hasta el extremo de la flecha litoral que arranca de dicha playa, donde se deposita, siendo uno de los escasos sectores de acreción del delta.

Para un análisis y estudio más general, con una visión conjunta sobre la evolución de toda la zona costera, se calculó, a partir de las líneas de 1964 y la de 2003, la tasa de erosión media a lo largo de los 2 kilómetros de playa. Después de la definición de una línea paralela a la dirección general de la línea costera, encima de la cual se definieron un total de 20 metros, separados entre ellos por una distancia de 100 m, y medida la diferencia entre las distancias a esos puntos para cada una de las líneas de costa y dividido por el número de años transcurridos se obtuvieron los resultados que se observan en la figura 3. En ella se observa, una vez más, que la zona de la playa de la Marquesa es un sector con un comportamiento altamente erosivo y bastante homogéneo a lo largo de todo su frente costero. Las tasas son negativas en todos los puntos calculados y oscilan entre los 3,38 y 4,52 metros de retroceso al año. Se distinguen, aunque con dificultad, dos ritmos de decrecimiento distintos: el de la mitad norte y el de la mitad sur. La primera de ellas presenta tasas que no sobrepasan los 4 m/año, por el contrario en la parte sur, los valores de la tasa sobrepasan, en todos los puntos de control, los 4 m/año, alcanzando valores de hasta 4,52.

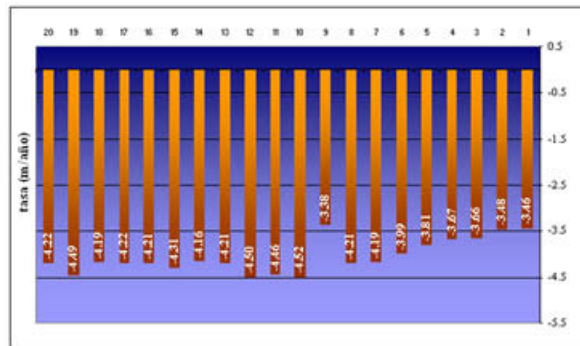


Figura 3. Tasa de erosión de la playa de la Marquesa

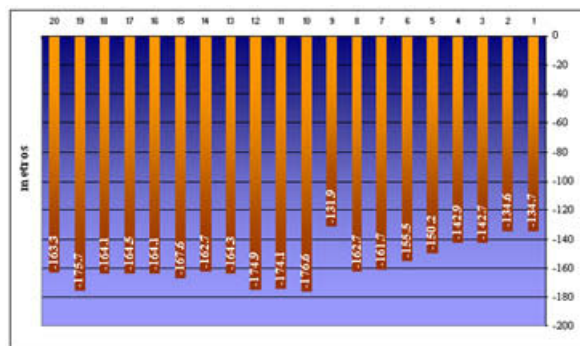


Figura 4. Erosión en valores absolutos de la Playa de la Marquesa en el período 1964 - 2003

En la figura 4 puede observarse el retroceso de la playa de la Marquesa en los 40 años estudiados en todo el tramo analizado. De nuevo vemos la regresión a la que se encuentra sometido este sector del litoral. En el tramo sur de la zona de estudio, la anchura de playa había sido de hasta 300 metros, los cuales han quedado reducidos a unos 140 metros, disminuyendo más de la mitad de la superficie.

A pesar de la pequeña diferencia de comportamiento entre la zona más al sur y la más al norte, la tasa evolutiva es bastante uniforme (con valores similares a cada una de los puntos), por lo que podemos concluir que el tramo de costa estudiado sufre una evolución homogénea, monótona, con una erosión continua y uniforme en todo su tramo.

Cabe resaltar, no obstante, una excepción: en el punto 9 se aprecia una menor disminución de la amplitud y por lo tanto una tasa erosiva menor. Si el cálculo de la tasa se hubiera realizado para cada período de años de los que disponíamos de información, ese punto tendría el mismo valor hasta el último periodo, ya que, como hemos podido observar en la figura 2, la línea de costa ha sido prácticamente siempre recta; por el contrario en el 2003, prácticamente a la mitad de la zona, aparece una pequeña curvatura de la línea de costa. En los últimos años esa zona ha retrocedido menos que otros sectores debido a la existencia, justo detrás de la playa, de distintos elementos antrópicos: un restaurante, el camino de acceso a la punta del Fangar y los campos de arroz. Dado que no es posible abandonar estas instalaciones a su suerte, la solución que se ha llevado a cabo ha sido la construcción de un dique que protege dicha zona, por lo que ese sector ha dejado de retroceder, mientras que la existencia de playa enfrente del dique es nula y el mar impacta directamente sobre la escollera.

Por todo ello podemos decir que la playa de la Marquesa es, dados los resultados del análisis, entre ellos los valores de la tasa de erosión, una zona sometida a procesos de erosión.

CONSECUENCIAS AMBIENTALES Y SOCIO-ECONOMICAS

Los problemas derivados del retroceso de las playas parecen estar bien identificados, especialmente en espacios turísticos, ya que es en esos lugares donde la playa es el principal recurso para atraer los turistas, siendo necesario su cuidado y mantenimiento. Pero el caso de la playa de la Marquesa es distinto. Dicha playa, a pesar de formar parte de un parque natural y por lo tanto espacio turístico, no es la playa en si misma el recurso principal del sector. El turista en ese espacio no va en busca de sol y playa, sino de unos paisajes lacustres, litorales,... con vegetación y fauna específicas. Además no es un espacio urbanizado, aunque si humanizado, por lo que, las problemáticas que suelen ocasionarse como consecuencia del retroceso de las playas en zonas urbanizadas y turísticas (rotura de paseos marítimos, inundación de vías de comunicación,...) no tienen nada que ver con las que aparecen en la playa de la Marquesa.

Las consecuencias de esta erosión son perjudiciales para los distintos ecosistemas de la zona. En primer lugar, los grandes cordones dunares extendidos a lo largo de la playa de la Marquesa se encuentran atacados por el oleaje, excavados en su base y en parte desmoronados,

lo que afecta seriamente a sus comunidades vegetales. Observamos cómo las consecuencias son nefastas para los paisajes dunares, que se encuentran en claro retroceso y en consecuencia existe una pérdida de biodiversidad florística y paisajística.

Anteriormente, el sistema dunar de la Marquesa estaba formado por más de un cordón dunar, algunos de ellos, los situados a primera línea de costa, han desaparecido, y los que se hallaban en segunda línea están siendo destruidos, como puede observarse en la figura 5.



Figura 5. Estado de los cordones dunares de la playa de la Marquesa, tras el paso de un temporal.



Figura 6. Vista de la playa de la Marquesa después de un temporal en el 2002. El cordón dunar se encuentra partido y los campos de arroz inundados por el agua del mar.

Y el segundo ambiente dañado como consecuencia del retroceso de la línea de costa son los campos de arroz, donde se sustenta la principal fuente de ingresos de la población del Delta. Dichos campos se ven amenazados ante la proximidad del mar, por lo que en épocas de temporales, con grandes olas y fuertes vientos, pueden ser colmatados de agua salada y arena fina, provocando una pérdida de la cualidad del suelo y de la recolección.

Las mismas condiciones de temporal, si se hubieran dado en años pasados (ej. 1964), momentos en que la anchura de la playa hubiera sido mayor, los desastres provocados no serían los que pueden observarse en las figuras 5 y 6, dado que la playa amortigua la energía de las olas, y por lo tanto a mayor anchura mayor capacidad para detener y laminar el oleaje.

PERSPECTIVAS DE FUTURO

Con la línea de costa actual, obtenida con GPS y la tasa anual de retroceso calculada, se ha aplicado la expresión $V_x = V_0 + SRR \cdot x$. Los resultados pueden observarse en la figura 7, donde se ha determinado la posición de la línea de costa, y por lo tanto el área erosionada, para las futuras décadas.

Dado que la tasa de erosión varía entre 3,38 y 4,52 m/año según la zona, se ha escogido como valor medio la tasa de 4 m/año. De ese modo por cada 10 años el retroceso de la línea costera es de 40 metros. En la figura se observa el área que potencialmente puede ser erosio-



Figura 7. Representación del área de retroceso de costa y posibles zonas de desbordamiento para los próximos 40 años en la playa de la Marquesa.

nada en los próximos 10, 20, 30 y 40 años, obteniendo así una regresión de 40, 80, 120 y 160 metros, respectivamente.

Se observa cómo el gran sistema dunar existente en la playa de la Marquesa, si no se actúa de forma inmediata, habrá desaparecido en menos de 50 años. Además cabe apuntar el aumento del riesgo de inundación de los campos de arroz que se encuentran aún lejos, a 300 m de la línea de costa.

CONCLUSIONES

En las costas bajas, o de sedimentación, el proceso de progradación ha sido un proceso de dinámica natural a la que desde siempre han estado sometidos todos estos sectores del litoral. Actualmente y debido mayoritariamente a todo un conjunto de intervenciones humanas en el medio litoral esa tendencia es cada vez menos común, ya que son muchas las playas con problemas de erosión, como ocurre en el caso de la playa de la Marquesa. Para este caso se considera como principal causa del retroceso la falta de aportes sedimentarios transportados por el río, motivo que se explica por la construcción de varios embalses en la cuenca del Ebro y especialmente los más recientes que se hallan en el último tramo (Mequinença, Flix y Ribarroja).

La tendencia actual de dicha playa es claramente de erosión. En los últimos 40 años se ha podido observar a través de la fotointerpretación de fotografías aéreas el notorio y continuo proceso de regresión que soporta dicha playa, con una tasa anual que varía según los sectores considerados entre -3,36 y -4,52 m y un retroceso máximo sucedido en un sector de la playa a lo largo de estos 40 años analizados de 176,6 m. Por lo tanto, observada su evolución pasada, en un rango temporal bastante amplio no es difícil prever que este proceso de regresión continuará afectando dicha playa hasta el punto que puede llegar a desaparecer en no más de 40 años, comportando un detrimento no sólo de los campos de arroz, que se encuentran en sus proximidades, y son muy importantes para la economía de la población de la zona, sino de los ambientes litorales de elevado interés natural (como son los dunares).

El uso de la fotografía aérea convencional, ortorectificada y georeferenciada, para el análisis del comportamiento a medio plazo de la línea de costa se valora como altamente satisfactorio en este caso, ya que el error inherente al uso de dicha metodología (± 22 m) es muy inferior al retroceso obtenido. El uso de los GPS para la captación de datos se valora como muy prometedor, ya que permite una medida de la posición de la línea de costa mucho más precisa que la derivada del análisis de las imágenes obtenidas mediante sensores remotos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo descrito en este artículo se ha realizado en el marco del proyecto BSO22002-04-04250-C02-02: “*Cartografía y modelización de la evolución del paisaje litoral de Cataluña: 1800-2000*”, que ha recibido una ayuda del Programa Nacional de proyectos de I+D del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

REFERENCIAS

- BRUNN, P., (1962): Sea-level rise as a cause of shore erosion. *J. Waterways and Harbors Division*, 88, 117-130.
- BORES, P.S. (1990): *Formas costeras*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.
- CARTER, R.W.G. (1988): *Coastal environments. An introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastline*. London. Academic Press.
- COMAS, D. Y RUIZ, E. (1993): *Fundamentos de los sistemas de información geográfica*. Barcelona. Editorial Ariel.
- CROUS, A. & PINTÓ, J. (2003): La progradación de la playa de Sa Riera (Begur, Costa Brava) en los últimos 50 años. *Actas del XIV Congreso de la AGE*. Univ. Autónoma de Barcelona. Barcelona.
- JIMÉNEZ, J.A. (1996): *Evolución costera en el delta del Ebro. Un proceso a diferentes escalas de tiempo y espacio*. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona.
- KOMAR, P.D. (1998): *Beach processes and sedimentation*. 2^{ona} Ed., Prentice Hall.
- MORALES, J. & TEJADA, M. (1997): Nuevas tecnologías y dinámica costera: Teledetección y SIG, *Geología costera. Algunos aspectos metodológicos y ejemplos locales*, pp.173-199. Universidad de Huelva. Huelva.
- NONN, H. (1974): *Géographie des littoraux*. PUF. París.
- OJEDA ZÚJAR, J. (2001): Métodos para el cálculo de la erosión costera. Revisión, Tendencias y Propuestas. *Boletín del AGE*, Vol. 30, pp. 103-118.
- ORTIZ, M.A. (1997): *Anàlisi de diferents metodologies per a la captura de la línia de costa. Estudi de precisions i costos*. Tesina d'especialitat. Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals i Ports de Barcelona (UPC). Barcelona.
- PASKOFF, R. (1987): *Côtes en danger*. Masson. París.
- PASKOFF, R. (1994): *Les littoraux*. Ed. Masson. París.
- SÁNCHEZ-ARCILLA A y JIMÉNEZ, J.A. (1994): Ingeniería de playas (I): Conceptos de morfología costera. *Revista de Ingeniería del Agua*, Vol. 1, pp. 97-114.
- SÁNCHEZ-ARCILLA, A. y JIMÉNEZ, J.A. (1995): Evolución en planta/perfil de una playa. Métodos predictivos. *Revista de Ingeniería del Agua*. Vol. 2, pp. 119-132.

Análisis de la evolución de las tasas de erosión de suelos mediante SIG. Aplicación a la cuenca del barranco de Guinguada, Gran Canaria, Islas Canarias (1960-2002)

Y. Abadín Pérez¹, I. Pejenaute Alemán¹, L. Romero Martín¹, P. Ruiz Flaño¹,
E. Pérez-Chacón Espino¹ y A. Camarasa Belmonte²

- (1) Departamento de Geografía, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, C/ Pérez del Toro, 1, 35003 Las Palmas de Gran Canaria.
(2) Departamento de Geografía, Universidad de Valencia, Av. Blasco Ibáñez, 28, 46010 Valencia.

RESUMEN

La cuenca del barranco de Guinguada, con una extensión cercana a los 70 km², se localiza en el sector nororiental de la isla de Gran Canaria, entre los 1800 metros y el nivel del mar. Este elevado gradiente altitudinal ha condicionado ampliamente los recursos naturales y los usos humanos que se han desarrollado en este espacio. La interferencia de los vientos alisios con el relieve origina un escalonamiento del régimen termopluviométrico, lo que, a su vez, condiciona la distribución de la vegetación potencial y de los suelos. Desde que se produjera la conquista de la isla (finales del siglo XV) hasta los años sesenta del pasado siglo, los cultivos se han extendido en gran medida por esta cuenca, ya aprovechando las amplias superficies cercanas a la costa, ya mediante el aterrazamiento del terreno en las medianías (500-1500 m) y cumbres. El cambio del modelo económico que se desarrolla en la isla desde los años 60, con el desarrollo del turismo de masas, supone una fuerte migración de la población rural hacia la capital y los núcleos turísticos. Desde ese momento, y hasta la actualidad, los cambios en las coberturas han sido muy relevantes, con abandono agrícola, amplios crecimientos de urbanizaciones y regeneración natural de la cubierta vegetal. Considerando estos antecedentes, el objetivo de este trabajo es analizar las consecuencias que los cambios recientes han tenido en las tasas de erosión de suelos, cuestión que se aborda mediante la adaptación del modelo de la USLE al entorno de un Sistema de Información Geográfica en algunas fechas significativas: 1960 y 2002.

***Palabras Clave:** Cuenca del Guinguada, Gran Canaria, análisis evolutivo, erosión de suelos, USLE, Sistemas de Información Geográfica.*

ABSTRACT

The basin of Guiniguada's ravine, with an extension near to 70 km², is located in the northeastern sector of the island of Gran Canaria, between 1800 meters and the level of the sea. This high gradient altitudinal has determined widely the natural resources, and the human uses that have developed in this space. The interference of the trade winds with the relief originates a distribution of the rainfall and temperatures strongly related to the altitude, which, in turn, determines the distribution of the potential vegetation and of the soils. Since there was taking place the conquest of the island (at the ends of the XVth century) until the sixties of last century, the agriculture has spread to a great extent over this basin, already taking advantage of the wide surfaces near to the coast, already by terraces, in the "medium-altitude" (medianías) (500-1500 m) and summits. The change of economic model of the island from the 60s, with the development of the tourism of masses, supposes a strong migration of the rural population towards the capital and the tourist nuclei. From this moment, up to the present time, the changes in the coverages have been very relevant, with agricultural abandon, wide growths of urbanizations and natural regeneration of the vegetation.

Considering these precedents, the aim of this work is to analyze the consequences that the recent changes have had in the rates of erosion of soils, question that is approached by means of the adjustment of the model of the USLE to a GIS for some significant years: 1960 and 2002.

Key Words: Basin of Guiniguada ravine, Gran Canaria, evolutionary analysis, erosion of soils, USLE, Geographical Information Systems.

INTRODUCCIÓN

Los cambios de usos del suelo que han afectado a numerosas áreas del territorio español, pero de forma más drástica a las de montaña, se han manifestado de dos formas diferentes. A corto plazo, lo han hecho en las transformaciones experimentadas por las coberturas del suelo, signo evidente e inmediato de estos cambios. A medio y largo plazo, son los balances de agua y sedimentos los que muestran la respuesta del medio y su adaptación a los nuevos usos, aunque su signo y magnitud depende de las características del cambio que se haya producido y del medio (García Ruiz *et al.*, 1997; Lasanta *et al.*, 2000; Sánchez Bosch y Martínez Casanovas, 2000; Pascual Aguilar, 2000; Seeger y Beguería, 2003).

Estos cambios de uso también se han hecho notar en el archipiélago canario, donde tanto el suelo como los recursos hídricos son bienes escasos, pero de notable influencia sobre el desarrollo social y económico de este territorio. Y así, Gran Canaria no es ajena a este proceso, de forma que ha asistido en las últimas décadas a profundas variaciones en los usos del suelo

que se han mostrado muy intensas por la velocidad con que éstas se han sucedido en el tiempo y en el espacio. Todo ello ha despertado el interés de los investigadores, de forma que las dos últimas décadas han visto el desarrollo de trabajos en los que se manifiesta la preocupación por las repercusiones de los cambios y especialmente por las pérdidas de suelo en Gran Canaria. En general se trata de estudios científicos en los que los autores abordan las repercusiones geomorfológicas de determinadas intervenciones humanas (Romero *et al.*, 1994; Hernández *et al.*, 1998; Máyer, 2003). En otros casos, como ocurre en los trabajos de ordenación y planificación del territorio, la erosión es tratada como un componente más del medio, al nivel de otras características geoecológicas, y por tanto en la fase de inventario o diagnóstico del mismo. Así ocurre en distintos trabajos de diagnóstico ambiental realizados desde el Departamento de Geografía de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (Pérez-Chacón *et al.*, 1995 y 1999; Romero *et al.*, 2000).

En esta misma línea, uno de los trabajos más completos y de mayor perspectiva espacial es el realizado por Sánchez *et al.* (1995). Con el fin de calcular la erosión actual de la isla, los autores aplican la USLE (Ecuación Universal de Pérdida de Suelos) a la totalidad del territorio previa división del mismo en unidades homogéneas. Pero el estudio llega más allá y plantea escenarios de futuro (erosión potencial) bajo la hipótesis de un cambio en las condiciones de explotación del territorio, que incluye una disminución de las superficies cultivadas y la ausencia de prácticas de conservación.

Desde el momento en que se inicia el estudio mencionado hasta la actualidad se han producido buena parte de los cambios anticipados por sus autores: una gran parte de la superficie cultivada ha sido abandonada y también lo han hecho las atenciones dedicadas a las parcelas, aunque se conserva su morfología. Además, otros usos del suelo han irrumpido con fuerza en algunos lugares. Por tanto, buena parte del camino necesario para llegar a ese escenario de futuro se ha recorrido ya, y puede ser un buen momento para hacer un nuevo balance, siquiera sea en un pequeño sector territorial, y determinar si ya ha existido una respuesta en la modificación del balance de sedimentos.

En este sentido, el objetivo de nuestro trabajo es la comparación de las tasas de erosión en dos momentos sociales y económicos distintos para la isla: 1960 y 2002, es decir antes de producirse cambios notables en los usos del suelo y, en la actualidad, una vez han tenido lugar las transformaciones más importantes. El espacio seleccionado para la ejecución de esta comparación es la cuenca del Guinguada, por tratarse de una de las que mayores cambios ha sufrido, desde una economía tradicional agraria a otra en la que las áreas urbanas comienzan a desarrollarse espacialmente.

ÁREA DE ESTUDIO

Situada en el sector nororiental de Gran Canaria, la Cuenca del Guinguada (figura 1) cuenta con una superficie aproximada de 70 Km². El relieve asciende de Noreste a Suroeste, alcanzando el punto culminante en Cruz del Saucillo (1800 m). A pesar de los enormes desniveles que se salvan (1800 m en 22 Km) dominan las pendientes inferiores a 15°, gracias al desarrollo

alcanzado por los interfluvios alomados. Precisamente, la alternancia de estos interfluvios con barrancos encajados y el retoque que suponen los edificios volcánicos recientes son las características más destacadas del paisaje de la cuenca.

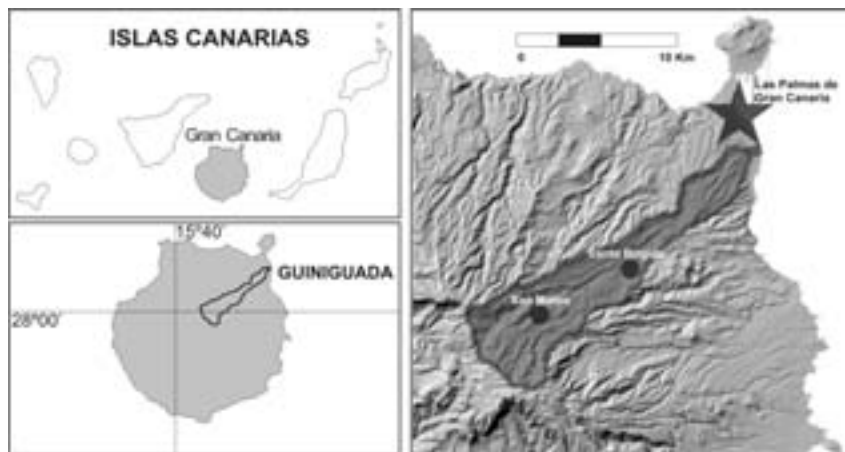


Figura 1. Localización del área de estudio.

Su desarrollo altitudinal y su orientación permiten distinguir dentro del valle cuatro niveles o sectores, que se corresponden con sendos geoambientes, a los que la organización espacial que caracterizaba el sistema económico tradicional asignaba diferentes usos del suelo: costa, medianías bajas, medianías altas y cumbre.

- a) La costa, o sector ubicado por debajo de los 500 m de altitud, tiene un clima desértico y ha estado dedicada tradicionalmente a los cultivos de exportación y al desarrollo urbano. En ella se asienta la capital de la isla.
- b) Las medianías bajas (entre los 500 y 1000 m) y altas (1000-1500 m) presentan un clima de carácter subhúmedo y húmedo, respectivamente, siendo zonas tradicionales de policultivo de secano desarrollado sobre espacios llanos, bancales o sobre campos en pendiente.
- c) La cumbre posee unas condiciones climáticas extremas, correspondiéndole un uso agrosilvopastoril.

A partir de los años sesenta del siglo XX se producen grandes cambios dentro de la organización espacial de los usos del suelo expuestos. La irrupción del turismo en las áreas costeras genera el abandono progresivo de la agricultura, tanto de medianías como de costa, y de los usos agrosilvopastoriles del sector de cumbre. La Cuenca del Guinguada es una de las áreas más afectadas por estas transformaciones, pues su ubicación espacial en el contexto de la isla hicieron de ella uno de los espacios de mayor vocación agrícola.

METODOLOGÍA

A pesar de los problemas que encierra su utilización, hemos optado por emplear la USLE (Ecuación Universal de Pérdida de Suelo) como herramienta para obtener una primera aproximación al balance de sedimentos en estos dos momentos históricos. La obtención de datos directos de pérdida de sedimentos de las distintas coberturas de suelo, método idóneo para la comparación que se quiere realizar, resultaba impracticable por diferentes cuestiones. Señalamos entre ellas la imposibilidad de obtener estos datos para el año 1960 y la escasa rentabilidad científica de instalaciones experimentales con este fin en determinados sectores de la isla, como la costa, donde las precipitaciones son muy escasas. Por otro lado, este modelo presenta la ventaja de poder ser implementado mediante un SIG, lo que permite obtener una visión espacial complementaria y necesaria en ámbitos tan compartimentados como el analizado.

Para su obtención se siguió la metodología desarrollada por *Hernández et al.* (1998), que adaptan al entorno de un SIG la revisión y adaptación a Gran Canaria de la USLE realizada por *Sánchez et al.* (1995). Las variables topográficas y climáticas requeridas por esta ecuación fueron tomadas de la elaboración de un Modelo Digital del Terreno (MDT). La erosividad de la lluvia se calculó con base en un Modelo Digital de Precipitaciones (MDP) (*Hernández, Máyer y Romero, 2002*), obtenido por correlación de datos pluviométricos y altitudinales para veinticinco estaciones situadas en la propia cuenca y en sus áreas limítrofes. Los datos referidos a la erodibilidad del suelo han sido tomados directamente de la cartografía de suelos aportada por *Sánchez* (1975) y de los valores adjudicados por *Sánchez et al.* (1995) a las diferentes clases y asociaciones edáficas presentes en la cuenca.

La cobertura del suelo se determinó a partir de la interpretación de los fotogramas correspondientes a los vuelos de 1960 y 2002, añadiéndose el trabajo de campo en la última fecha. Con el fin de simplificar el análisis, en este trabajo se ha distinguido tan sólo entre las siguientes coberturas: cultivos, cultivos abandonados, vegetación natural y áreas urbanas. Para el cálculo de las prácticas de conservación se consideró la presencia o ausencia de bancales, según la metodología elaborada por *Sánchez et al.* (1995).

Finalmente, las tasas de erosión obtenidas han sido agrupadas en las siguientes categorías (*Hernández et al.*, 1998): Nulo (0 Tm/ha/año –esta categoría se obtiene únicamente para coberturas urbanas-); Muy bajo (>0,1-10 Tm/ha/año); Bajo (>10-20 Tm/ha/año); Moderado (>20-50 Tm/ha/año); Alto (>50-100 Tm/ha/año); Muy alto (>100-300 Tm/ha/año); e Irreversible (> 300 Tm/ha/año).

RESULTADOS

La figura 2 resume las principales transformaciones de cobertura del suelo producidas en la Cuenca del Guinguada entre 1960 y 2002. Las coberturas correspondientes a espacios cultivados, abandonados y urbanos han modificado sustancialmente su ocupación en estas cuatro décadas. Y así, las áreas de cultivo han reducido algo más de la mitad de su superficie, ocupando en la actualidad el 24% del espacio total de la cuenca, frente al casi 50% que re-

presentaban en la primera fecha. Esta reducción corre paralela al crecimiento de la superficie abandonada, cuya extensión se ha duplicado, siendo en la actualidad la segunda en importancia tras la vegetación natural. Finalmente, la cobertura urbana es la que proporcionalmente se ha modificado en mayor medida, incrementando su espacio en más de cinco veces. Como puede comprobarse en la figura 3, la mayor parte de la expansión urbana se ha realizado sobre áreas que permanecían en cultivo en 1960 y en menor medida sobre coberturas naturales y abandonadas en la primera fecha.

Las mayores transformaciones se han producido en medianías bajas y en la costa (cuadro 1), áreas tradicionalmente ocupada por los cultivos, en las que la superficie agrícola supone en 1960 y 2002 el 50,06% y el 55,06%, respectivamente. Es en las medianías donde la dedicación agrícola del espacio ha experimentado una mayor retracción, a favor del área abandonada, y de forma muy especial de las áreas urbanas, que han crecido muy significativamente. Algo similar ocurre en el sector de costa de la cuenca, en el que se ha producido un importante abandono de los cultivos de exportación, cuestión aprovechada por el desarrollo urbano para extenderse parcialmente sobre estos sectores, triplicando su espacio. En cualquier caso, en 1960 ya existía en el sector de costa un alto grado de urbanización, por lo que el incremento es menos ostensible que en medianías. Por lo que respecta al resto de sectores (medianías altas y cumbre), los cambios experimentados tienen semejante signo, aunque el abandono agrícola no redundaba en un aumento de la superficie urbana, sino en el de la superficie ocupada por la recolonización vegetal y las repoblaciones arbóreas, de menor trascendencia espacial si se les compara con el proceso urbanizador experimentado en cotas inferiores.

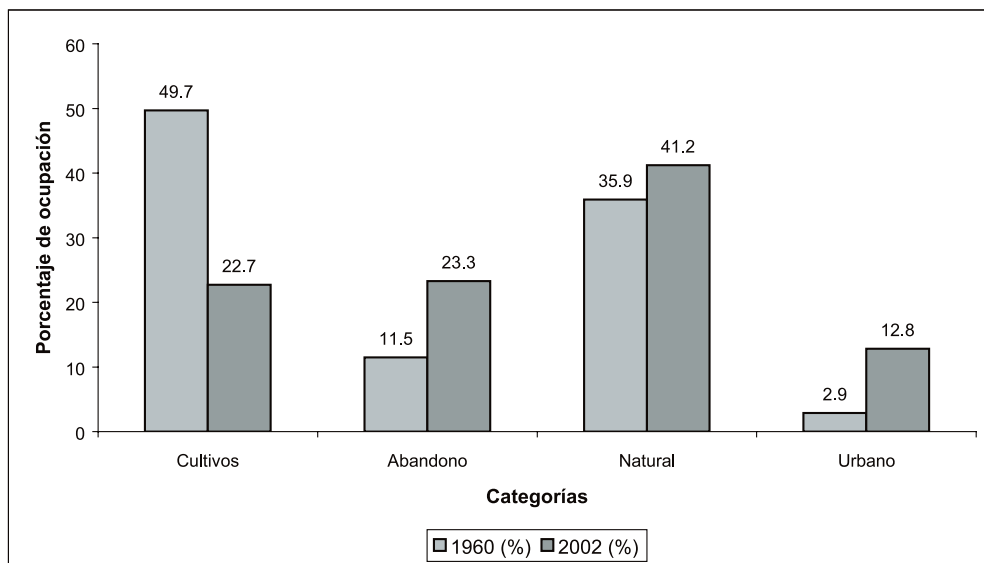
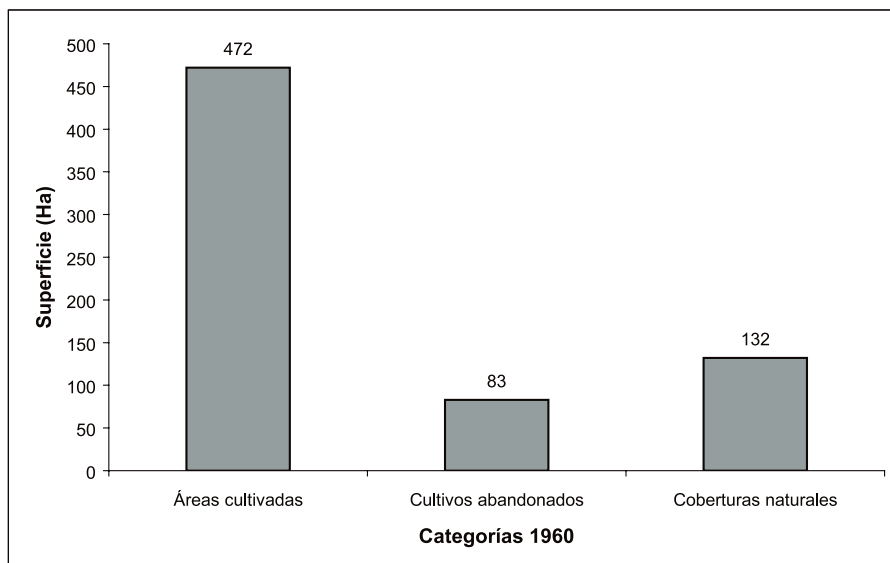


Figura 2. Evolución de la coberturas del suelo entre 1960 y 2002 (en %)

Cuadro 1. Evolución de las coberturas (en %) por ambientes, entre 1960 y 2002

Años	1960 (%)				2002 (%)			
	< 500 m	500 < 1000 m	1000 < 1500 m	> 1500 m	< 500 m	500 < 1000 m	1000 < 1500 m	> 1500 m
Cultivos	50.06	55.06	35.84	20.94	17.7	25.64	22.92	6.98
Abandonados	7.73	12.94	9.64	29.34	20.18	28.1	10.51	31.33
Vegetación	33.46	31.05	54.52	49.72	34.97	36.28	66.57	61.69
Urbano	8.75	0.95	0	0	27.15	9.98	0	0

El cuadro 2 muestra la superficie ocupada por las diferentes categorías de erosión para cada uno de los momentos analizados. En la actualidad, los sectores cuyas pérdidas son muy bajas, bajas y moderadas (inferiores a las 50 Tm/ha/año) constituyen el 44,4% del territorio de la cuenca. La categoría dominante es la de erosión nula, con el 37,39%, seguida de la de muy baja (pérdidas inferiores a 10 Tm/ha/año), que representa casi el 30% de la superficie. Por el contrario, las pérdidas de suelo son traumáticas en algo más del 18% del territorio, concentrándose en áreas donde las pendientes locales son muy acusadas debido al encajamiento de la red fluvial. En consecuencia puede afirmarse que el valle no cuenta con niveles de erosión elevados, lo que sin duda se explica por la existencia de interfluvios planos y alomados, pero sobre todo a que casi la mitad de la superficie de la cuenca se encuentra ocupada por cultivos en bancales.

**Figura 3.** Crecimiento de la cobertura urbana en 2002 sobre otras coberturas de 1960 (en hectáreas)

Cuadro 2. Categorías de tasas de erosión en 1960 y 2002 (en %)

Tasas/años	1960 (%)	2002 (%)
Nula	10,05	37,39
Muy baja	52,57	29,06
Baja	5,59	5,09
Media	11,03	10,25
Alta	9,36	8,22
Muy alta	9,56	8,32
Irreversible	1,84	1,67
Total	100	100

De la comparación de los datos correspondientes a ambas fechas se desprende que no han existido modificaciones sustanciales en la pérdida de suelos. En 1960, las tres que suponen el menor grado de erosión representaban el 69,19% de la superficie, frente al 44,4% actual. Los espacios con erosión superior a 50 Tm/ha/año han disminuido ligeramente. Y, aunque en menor medida, también lo han hecho los afectados por erosión irreversible, lo que sólo puede explicarse por la ocupación urbana a que algunos de ellos han sido sometidos.

Es digno de mención el notable incremento que ha experimentado, en ese mismo intervalo temporal, la superficie ocupada por la erosión nula, considerada por el modelo como el espacio en el que las pérdidas de suelo agrícola se torna irreversible por causa bien distinta a la erosión, tal y como se explicó en la metodología: nos referimos a la drástica pérdida del recurso edáfico que experimenta este espacio por el ya mencionado proceso urbanizador. Las variables oscilan entre el 10,5% y el 37,39% de la superficie de la cuenca en 1960 y 2002, respectivamente.

Espacialmente, son la costa y las medianías bajas (figuras 3 y 4) los sectores en los que el aumento de la superficie con erosión nula se muestra más espectacular, pasando del 9,09% en 1960 al 27,27% de su superficie en 2002, para la primera; y de 0,86% a 10,2% en la segunda. También resulta notorio en ellas la importante reducción que experimentan el resto de las categorías de tasas de erosión. Otro hecho destacable que deriva del análisis de los datos obtenidos es el ligero aumento de la superficie ocupada por la tasa de erosión media (20-50 Tm/ha/año) en medianías altas y cumbres, con valores que fluctúan entre el 11,65% y 12,75% en las primeras, y los 6% y 6,5% en las últimas. A ello se añade el incremento de la superficie ocupada por la erosión irreversible, nuevamente en medianías altas, pasando en este caso de ocupar el 2,41% en 1960 al 2,61% en la actualidad.

Es curioso, sin embargo, que la gran transformación de las coberturas apenas tenga su traducción en las tasas de erosión de suelo, lo que se justifica por varios motivos. El primero de ellos es el grado de recolonización vegetal de los campos abandonados. Esta recolonización, aunque importante en algunos casos, carece todavía de la suficiente entidad como para incluirla en el espacio de cubierta vegetal natural, con mayor densidad, que permitiría una reducción de las tasas de erosión. En segundo lugar, la extensa superficie de bancales que presenta esta

cuenca hidrográfica muestra una importante ralentización en la actividad de los procesos de erosión. Por último, y de forma paradójica, el incremento de la urbanización se traduce en una reducción de las pérdidas de sedimentos, ya que el proceso natural deja de existir al perderse el recurso definitivamente, por lo que podría considerarse tal fenómeno como otro tipo de pérdida de suelo con carácter irreversible.

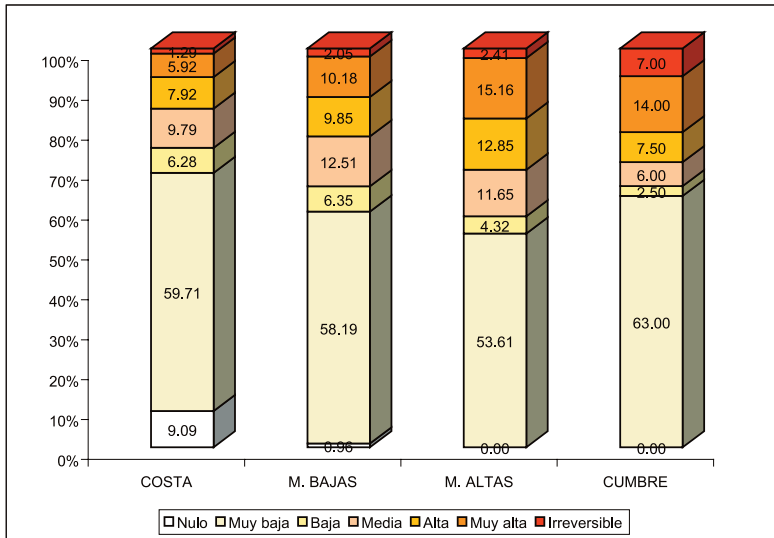


Figura 4. Porcentaje superficial de los grados de erosión por ambientes para 1960.

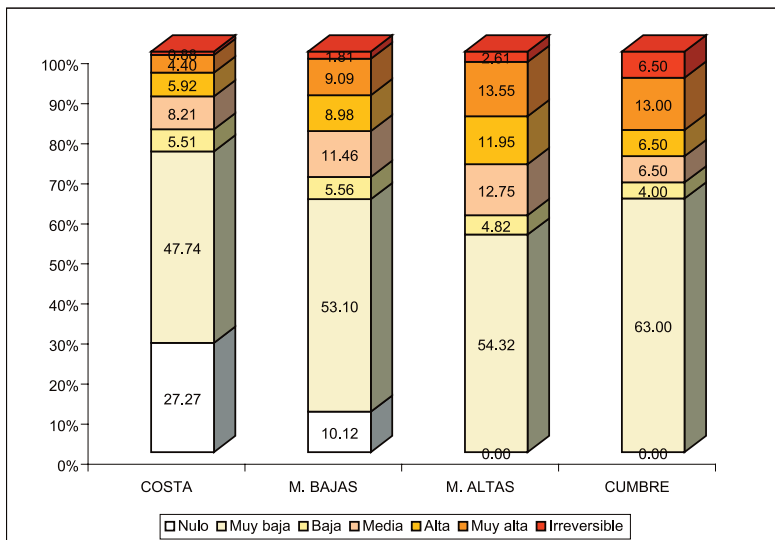


Figura 5. Porcentaje superficial de los grados de erosión por ambientes para 2002.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los datos anteriores nos han permitido comprobar la intensa transformación de las coberturas del suelo en la cuenca del Guinguada en los últimos cuarenta años. Sin embargo, según los datos derivados de la aplicación de la USLE, parece que todavía no se ha producido una clara respuesta en el balance de sedimentos: aunque el abandono agrícola es un hecho consumado, las laderas todavía conservan su morfología aterrazada, por lo que las variables relativas a la longitud y grado de pendiente no sufren transformaciones durante el período estudiado.

En la estimación realizada no pueden despreciarse las enormes limitaciones que derivan de la utilización de la USLE, especialmente en áreas muy compartimentadas como Gran Canaria (debido al escalonamiento tan acusado que presentan los pisos geocológicos), cuestión que el modelo no considera. Pero su utilización en dos momentos distintos permite la comparación cualitativa de ambos, al menos con los mismos criterios.

Otra cuestión que deriva de estos datos es la precaución con la que debe manejarse el término riesgo de erosión. A tenor de los datos obtenidos, salvo intervenciones completamente drásticas (como podrían ser desmontes de vertientes), y al menos en el caso de la isla de Gran Canaria, sólo debe ser contemplado a muy largo plazo, situación en la que usos o coberturas no contemplados en la predicción pueden irrumpir con fuerza.

Sin embargo, una reflexión más profunda sobre los datos obtenidos permite aventurar algunas cuestiones de cara al futuro. Probablemente, de seguir la actual tendencia de expansión de la vegetación natural y de las áreas urbanas, las tasas de erosión de la cuenca, en su conjunto, experimentarán reducciones más importantes, aunque por motivos de signo completamente opuesto: en el caso de la vegetación las pérdidas se reducen por una mayor y mejor protección del suelo, mientras que en el de la urbanización esta pérdida es debida a la eliminación total del mismo, cuestión que, por supuesto, no debe ser considerada como una solución a la problemática erosiva, sino como su sustitución por un nuevo problema de carácter ambiental.

Por otro lado, el incremento de la cubierta vegetal natural de la isla cuando los campos abandonados se incorporen a la misma, acompañada de la creciente tendencia hacia el turismo natural, y el crecimiento que experimentan las áreas urbanas (tanto primeras como segundas residencias) en zonas de medianías, puede suponer un incremento del área afectada por el riesgo de incendios forestales en el futuro. Este riesgo dejará, por tanto, de estar limitado a la zona de cumbre de la isla, donde se concentran las formaciones vegetales más importantes y densas, extendiéndose espacialmente al resto del territorio, especialmente al ámbito de las medianías altas.

Pero además, hay que mencionar otro riesgo emergente y del que ya existen testimonios en la propia cuenca del Guinguada: el de inundación de las áreas urbanas. De acuerdo con un trabajo reciente (Máyer, 2003), la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria y otras áreas urbanas de la isla son víctimas de inundaciones cada vez más frecuentes e importantes, consecuencia de la inadecuada planificación de las mismas, pero también de su propio crecimiento y de la reducción de las áreas de infiltración aguas arriba. No hay, por tanto, eliminación de un riesgo natural, sino sustitución por otros distintos.

REFERENCIAS

- García-Ruiz, J.M., White, S.M., Lasanta, T., González, C., Errea, M.P., Valero, B. & Ortigosa, L. (1997): "Assessing the effects of land use changes on sediment yield and channel dynamics in the Central Spanish Pyrenees". *IAHS Publ.*, Vol. 245, pp. 151-158.
- Hernández, L., Romero, L., Ruiz, P. y Pérez-Chacón, E. (1998): "El riesgo de erosión como factor limitante de las extracciones de suelo en Gran Canaria. Una aproximación mediante SIG". En A. Gómez Ortiz y F. Salvador Franch (Eds.), *Investigaciones recientes de la Geomorfología española*, Barcelona, pp. 631-640.
- Hernández, L., Máyer, P. y Romero, L. (2002): "Elaboración de modelos digitales de precipitación para la isla de Gran Canaria". *Vegeta*, Vol. 6, pp. 201-215.
- Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., Pérez-Rontomé, C. y Sancho, C. (2000): "Runoff and sediment yield in a semiarid environment: the effect of land management after farmland abandonment". *Catena*, Vol. 38 (4), pp. 265-278.
- Máyer, P. (2003): *Lluvias e inundaciones en la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria*. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y Ayuntamiento de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 252 p.
- Pascual Aguilar, J.A. (2000): "Modelling the impact of land cover changes on the soil water regime". Abstracts book of the *Third International Congress of the European Society for Soil Conservation: Man and Soil at the Third Millennium*, Valencia.
- Pérez-Chacón, E., Ruiz, P., Hernández, L., Martín, C., Peñalvo, E., Romero, L., Suárez, J.R. (1995): *Diagnóstico sobre la viabilidad de un plan especial para la ordenación de actividades extractivas de tierras con fines agrícolas en el norte de Gran Canaria*. Informe para la Consejería de Política Territorial del Gobierno de Canarias, 165 p. y 15 mapas.
- Pérez-Chacón Espino, E., Ruiz, P., Romero, L., Naranjo, A., Hernández, L., Camino, J. y Liagre, F. (1999): *Contenido ambiental de las Normas Subsidiarias de planeamiento del municipio de Arucas (isla de Gran Canaria)*. Convenio de investigación desarrollado entre Gestión de Planeamientos de Canarias y Fundación Universitaria de Las Palmas.
- Romero, L., Ruiz, P. y Pérez-Chacón, E. (1994): "Consecuencias geomorfológicas del abandono de los cultivos en bancales: la cuenca del Guinguada (Gran canaria, Islas Canarias)". En J.M. García Ruiz y T. Lasanta (Eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Sociedad Española de Geomorfología, pp. 149-160.
- Romero, L., Ruiz, P. y Hernández, L. (2000): *Estudio y proposición de actuaciones para la conservación y restauración de las terrazas agrícolas en el ámbito territorial del Proyecto Guinguada (Gran Canaria, Islas Canarias)*, Informe elaborado para el "Proyecto Guinguada" de la Unión Europea.
- Sánchez, J. (1975): *Características y distribución de los suelos de la isla de Gran Canaria*. Tesis Doctoral (Inédita), Universidad de La Laguna.
- Sánchez, J., Ríos, C., Pérez-Chacón, E. y Suárez, C. (1995): *Cartografía del potencial del medio natural de Gran Canaria*. Cabildo Insular de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 165 pp. y 7 mapas.
- Sánchez-Bosch, I. y Martínez-Casasnovas, J.A. (2000): "Influence of land use changes and traditional soil conservation practices on erosion in the Pendès vineyard region (Catalonia)". *Abstracts book of the Third International Congress of the European Society for Soil Conservation: Man and Soil at the Third Millennium*, Valencia.
- Seeger, M. y Beguería, S. (2003): "La respuesta hidrológica en dos cuencas experimentales con difer-

entes usos del suelo en el Pirineo Aragonés – Das hydrologische verhalten zweier kleiner einzugsgebiete mit unterschiedlicher nutzungsgeschichte und intensität in der Aragonesischen Pyrenäen”. En I. Marlzoff, J. De la Riva y M. Seeger (Eds.), *El cambio en el uso del suelo y la degradación del territorio en España – Landnutzungswandel und Landdegradation in Spanien*, Johann Wolfgang Goethe Universität – Frankfurt am Main y Universidad de Zaragoza, Zaragoza, pp. 203-221.

Estudio de los efectos de la erosión en zonas de olivar en pendiente a partir de herramientas SIG

M.I. Ramos Galán¹, F.R. Feito Higuera² y A.J. Gil Cruz¹

(1) Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Jaén, C/Virgen de la Cabeza, 2, 23741, Jaén.

(2) Departamento de Informática. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Jaén, Avda. de Madrid, 35, 23071, Jaén.

RESUMEN

La erosión es un problema que afecta cada vez más al aspecto del paisaje y en mayor medida a las zonas de cultivo. Este proceso se acentúa con el empleo de la maquinaria agrícola, los efectos meteorológicos y la pendiente del terreno, favoreciendo la aparición de escorrentías que arrastran a su paso la cubierta vegetal, siendo ésta precisamente la encargada de proteger el suelo de la erosión. Existen diferentes métodos para evaluar las pérdidas de suelo que ocasiona la erosión. Algunos tienen un carácter cualitativo y otros cuantitativo. Las características físicas del terreno, como la pendiente, el tipo de explotación agrícola, la forma de laboreo, así como la climatología de la zona, son factores que condicionan el estudio y los parámetros a valorar para obtener conclusiones acerca de la erosión que se está produciendo en una finca determinada. No obstante, sea cual sea la metodología o parámetros empleados, es evidente que se necesita trabajar con valores físicos o espaciales para poder cuantificar de manera objetiva el cambio que se está produciendo. En este trabajo se estudian los efectos de la erosión en una finca de olivar con pendiente variable. En concreto se propone un estudio particularizado para una finca con pendiente variable donde se practica cultivo de olivar de secano. Esta finca está situada en la provincia de Jaén (Andalucía, España), una de las principales productoras de aceite de oliva del país y por tanto la más representativa en cuanto a este tipo de explotación. Los parámetros que se tienen en cuenta para analizar las consecuencias del proceso de la erosión en esta finca son el estudio del modelo digital del terreno y la pendiente. En este trabajo se va a estudiar cómo la erosión produce importantes problemas de arrastre de materiales hasta el punto de producir una notable modificación de la topografía de la finca. Toda la información se gestio-

na y analiza integrándola en un Sistema de Información Geográfica para generar modelos de variación espacial del paisaje.

Palabras Clave: Erosión, SIG, pendiente, olivar.

ABSTRACT

Erosion is a problem that produces more and more impact on landscape and specially in agricultural zones. This process is accentuated because of the effects of meteorological factors, agricultural machinery and the slope of the land, it favours the appearance of run-offs that drag vegetal cover being this one necessary to protect the ground against the erosion. Different methods exist to evaluate the losses of ground that causes the erosion. Some of them are qualitative other are quantitative. The topographic properties of the land, like the slope, the type of crop, the agricultural management, as well as the weather in the zone, they all are factors that condition the study and the parameters to evaluate in order to obtain conclusions about the erosion that is taking place in a property. However, despite the methodology or parameters to use, it is evident that it is needed to work with physical or spatial values to be able to quantify the change that is taking place. In this work we analyse the effects of erosion in a property of olive trees with variable slope. In concrete we do a study in a property of olive orchards with variable slope. This property is located in the province of Jaén (Andalusia, Spain), since it is one of the main producers of olive oil of the country and therefore it is the most representative place. The used parameters to analyze the effects of the process of erosion are the digital elevation model and the slope. This work study how erosion process causes important problems of drag materials until produce a remarkable modification of the topography of the land property. All the information is managed and analyzed integrating it in a GIS to generate models of spatial variation of the landscape.

Key Words: Erosion, GIS, slope, olive orchards.

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo por el agua es el problema más importante de la olivicultura mediterránea, ya que anualmente millones de toneladas de suelo son arrastrados por las aguas de escorrentía, lo que tiene un efecto negativo sobre la producción del olivar, al reducirse paulatinamente la fertilidad del suelo. Este efecto se acentúa en zonas con fuertes pendientes (*Junta de Andalucía, 2003*), ya que el agua de escorrentía transporta las partículas del suelo, siendo su capacidad de arrastre mayor a medida que la inclinación y la longitud de la pendiente aumentan, factores que hacen incrementar tanto el caudal que fluye como su velocidad. A medida que el caudal de escorrentía superficial aumenta y se concentra, su capacidad de arranque y de

transporte es mayor, presentándose la erosión en surcos de mayor o menor intensidad e incluso la formación de cárcavas (Martínez, 2003).

En aquellas zonas donde se emplean técnicas de laboreo el fenómeno de la erosión se acelera ya que el empleo de la maquinaria agrícola contribuye a la eliminación de la cubierta vegetal, siendo precisamente su principal función proteger el suelo de la degradación a que se ve sometido por el impacto directo del agua de lluvia (Francia *et al.*, 2000). No obstante, es importante añadir que la pérdida de esta cubierta vegetal no sólo se produce por la acción del laboreo del terreno; las condiciones climáticas de la región también constituyen un factor determinante.

Ante esta situación se requiere el análisis de la variación del paisaje y el estudio de los diferentes elementos espaciales: posición de los olivos, deslizamientos del terreno, modelo digital del terreno, valores de pendientes, etc. Se requiere, por tanto, de información espacial suficientemente precisa como para dar resultados fiables acerca los posibles cambios en el paisaje olivarero. Dadas las características de precisión que se necesita en los datos espaciales se van a emplear técnicas e instrumentación de geodesia de precisión, en concreto se trabaja con GPS. Dichos datos junto a los procedentes de estaciones meteorológicas de la zona se analizan y chequean conjuntamente mediante su integración en un Sistema de Información Geográfica para generar modelos de variación espacial del paisaje.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Existen diferentes métodos para evaluar las pérdidas de suelo que ocasiona la erosión. Algunos tienen un carácter cualitativo y otros cuantitativo. Las características físicas del terreno, como la pendiente, el tipo de explotación agrícola, la forma de laboreo, así como la climatología de la zona, son factores que condicionan el estudio y los parámetros a valorar para obtener conclusiones acerca de la erosión que se está produciendo en una finca determinada. No obstante, sea cual sea la metodología o parámetros a utilizar, es evidente que se necesita trabajar con valores físicos o espaciales para poder cuantificar de manera objetiva el cambio que se está produciendo.

Son muchos los parámetros a tener en cuenta para analizar las consecuencias del proceso de la erosión en una zona. En este trabajo se va a estudiar cómo la erosión produce importantes problemas de arrastre de materiales en zonas agrícolas de elevada pendiente, hasta el punto de producir importantes variaciones en la topografía del terreno, ocasionando así una notable modificación del paisaje agrícola. Se estudian estos desplazamientos en una zona donde predominan plantas del mismo cultivo bajo similares condiciones de edad y laboreo, pero situadas en diferentes pendientes, para determinar cuánto influye este parámetro. Otro parámetro considerado es el volumen de pluviometría caído en diferentes épocas, ya que, como se ha comentado en la introducción, éste es un factor que condiciona en gran medida la erosión.

En concreto se propone un estudio particularizado para una finca con pendiente variable donde se practica el cultivo de olivar de secano. Esta finca está situada en la provincia de Jaén (Andalucía, España), una de las principales productoras de aceite de oliva del país y por tanto

la más representativa en cuanto a este tipo de explotación. La provincia de Jaén, con 589.532 ha de olivar de aceituna para almazara, representa el 25% de la superficie española y el 42% de la andaluza. Asimismo, las últimas estimaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, sitúan la producción española de aceite de oliva, en la campaña 2002/2003, en 856.031 toneladas. Jaén, con más del 43% de la producción nacional (373.471 toneladas), ocupa el primer lugar de las provincias españolas (Informe del CES, Consejo Económico y Social de la provincia de Jaén, 2003).

En el proceso de selección de la finca objeto de estudio se ha considerado la necesidad de que ésta estuviese ubicada en una zona con variabilidad de pendiente para así poder chequear y comparar los resultados en función de este parámetro. La finca seleccionada presenta una variabilidad de pendientes comprendidas entre un 2 y un 20%. Según el Documento Básico del código de Buenas Prácticas Agrarias de la Dirección General de la Producción Agraria (Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía) la clasificación agrológica de los suelos es la siguiente: con pendiente inferior al 3% se consideran llanos, admiten un laboreo permanente, con pendiente superior al 20% no admiten la mecanización y por tanto ningún tipo de laboreo ni siquiera ocasional. Para terrenos con pendientes comprendidas entre el 3 y el 20%, en el que se practica normalmente el laboreo permanente, existen importantes problemas de erosión y escorrentía según las características descritas en dicho documento.

Otro de los motivos que se han tenido en cuenta a la hora de seleccionar la finca ha sido su proximidad a una estación agroclimática que permitirá disponer de diversas medidas meteorológicas, como pluviometría, temperatura, humedad del aire, dirección y velocidad del viento, etc. Aunque en este trabajo, en principio, tan sólo se consideran los datos de lluvia, no se descarta la introducción de nuevas variables meteorológicas a medida que la investigación avance. Esta información se integrará junto a los datos de posicionamiento espacial mediante GPS para su interrelación en un Sistema de Información Geográfica (*Neményi et al.*, 2003).

MÉTODOS Y HERRAMIENTAS DE TRABAJO

En la fase inicial del trabajo se ha seleccionado cuidadosamente la zona de estudio. Ésta debe reunir las características que se apuntan en la introducción: olivar de secano donde se practique el laboreo de la tierra y que presente una orografía irregular con la mayor pendiente posible para poder analizar lo que ocurre en situaciones extremas.

Teniendo en cuenta las premisas anteriores se ha escogido una finca ubicada en la localidad de Lahiguera, Jaén (Andalucía, España). Se trata de una finca de 1,19 Ha y 120 olivos (SIG Oleícola Español) de pendiente variable, llegando a alcanzar valores por encima del 20%. Esta explotación está formada por olivos de tres patas, de una edad aproximada de unos 30 años y una producción media anual de unos 60 kg de aceitunas por olivo.

Para la toma de datos de campo se han tomado tres zonas clasificadas en función de la pendiente. Así se ha tomado una zona de pendiente máxima (C), otra con pendiente media (A) y otra con pendiente mínima (B). Las zonas extremas son las que presentan mayor desnivel

mientras que la zona central es prácticamente llana. Se ha estimado interesante realizar esta clasificación para estudiar las diferencias en función del parámetro de la pendiente y valorar así cómo influye en los posibles deslizamientos de los olivos. También permite discriminar zonas con propiedades topográficas homogéneas y aislarlas del conjunto de la finca (Zhang, 2002).

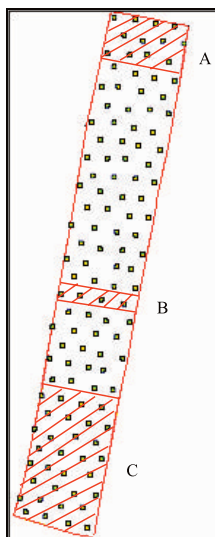


Figura 1. Parcela

Los elementos objeto de estudio son la pendiente y la posición espacial (x, y, z) de cada olivo en las zonas seleccionadas. El estudio de las pendientes requiere una metodología de trabajo de campo diferente a la del análisis del posicionamiento de los olivos como se describe en el siguiente apartado.

Análisis de desplazamientos con GPS

El estudio de los posibles deslizamientos que se produzcan en el terreno tiene su base metodológica en la revisión de la posición de una serie de puntos en diferentes campañas de observación (Crespi, 1996). Se estudian dos conjuntos de puntos, por un lado están los que conforman la red de control, todos ellos de posición fija e inamovible, y por otro está el conjunto de puntos objeto, que son aquéllos sujetos a un posible desplazamiento. Dicha red es una red GPS de control que se observará en sendas campañas para verificar su estabilidad dimensional (Betti, 1998) y a partir de ésta se analizarán las posibles deformaciones.

En primer lugar es importante un correcto diseño y materialización de la red de control puesto que ésta se considerará de posición fija sirviendo de referencia para detectar posibles movimientos en el resto de los puntos de la parcela (puntos objeto), es decir una vez observada la red y calculada, sus coordenadas servirán de referencia para posicionar los puntos objeto en cada una de las campañas de observación y detectar así posibles variaciones en X, Y, Z.

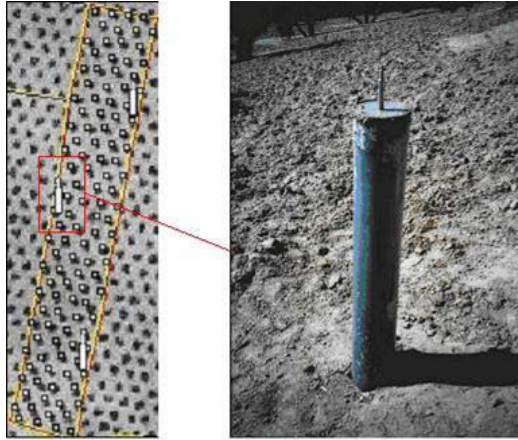


Figura 2. Bases de la Red de Control

Una vez establecida la red de control la fase siguiente consiste en situar las señales pertinentes en los puntos objeto de estudio. Estas señales se deben colocar en la base del olivo teniendo la precaución de no colocarla en una rama que pueda ser podada o afectada por movimientos propios de su crecimiento. Desde el punto de vista de la instrumentación se consideró más oportuno emplear el sistema GPS, ya que el hecho de trabajar entre olivos hace que las condiciones de visibilidad sean muy limitadas, descartando por ello la instrumentación topográfica clásica; a esto se une la versatilidad que ofrece este sistema, permitiendo trabajar



Figura 3. Determinación de coordenadas de un olivo con GPS.

de un modo rápido y sencillo, pudiendo alcanzar precisiones superiores al centímetro. En lo que respecta al modo de operar en campo es preciso señalar que se estudió la mejor manera de asignar coordenadas a los olivos procurando la mayor precisión posible.

Para determinar el modelo de pendientes de cada zona es preciso obtener previamente el modelo digital del terreno. Se trata de un modelo digital de precisión con un paso de malla pequeño, con lo cual condiciona en cierta medida la metodología de observación así como los accesorios de la instrumentación empleada. Se emplean unas planchas de acero con un pequeño orificio en el centro donde se apoya el jalón. El modo de operar es el siguiente: se deja caer la plancha en el suelo de manera que rompa esas piedras de arena y se apoye sobre la superficie así lo que resta es encajar el jalón en el orificio y realizar la medida. Esta toma de datos se repetirá en sucesivas campañas según se estime conveniente. Para ello se tendrán en cuenta las épocas del año en las que el laboreo sea más notorio así como los meses de valores pluviométricos más extremos.



Figura 4. Toma de datos para determinación del modelo digital del terreno.

Una vez realizado el modelo digital de terreno se obtiene a partir de éste el modelo de pendientes aplicando los algoritmos correspondientes, de tal forma que se tenga una malla de la zona formado por celdas de 0,5 x 0,5 m almacenado en cada una de ellas valores de pendientes y de coordenadas X, Y, Z del centro de la misma. La malla diseñada será la base de nuestra información espacial y sobre ella se irán añadiendo todos los datos que se vayan recopilando, es decir cada celda tendrá asignado, además de unas coordenadas espaciales, un valor de pendiente, valores pluviométricos de cada época del año, de temperaturas, etc. Toda esta información sólo puede integrarse de una manera conjunta en un Sistema de Información Geográfica, donde los datos temáticos y espaciales se procesan y analizan exhaustivamente, permitiendo descubrir alteraciones en los valores de las variables estudiadas en la zona o incluso inferir posibles alteraciones futuras extrapolando la información presente.

Integración y análisis de parámetros con un SIG

Al estudio particularizado del posible desplazamiento de cada planta de olivo se añade el conjunto de parámetros que puedan estar influyendo de manera localizada. Alguno de estos parámetros pueden permanecer estables en el tiempo y otros pueden variar de manera más o menos rápida. Se presenta, por tanto, un grado de detalle de los datos, que exige un sistema de gestión adecuado, que permita aprovechar al máximo la información y valores de cada parámetro.

Como se especificaba en el apartado anterior, el GPS permite registrar y controlar de manera continuada las posiciones de los elementos espaciales, los olivos. Éstos están geográficamente codificados a través de sus coordenadas X, Y, Z referidas al sistema de referencia establecido. Además de las coordenadas, cada elemento espacial presenta una serie de atributos individuales de cada uno o bien colectivos según las zonas, por lo tanto se crea la necesidad de almacenar y manejar estos datos a través de un sistema de información geográfica. El uso del SIG permite de este modo gestionar la información y adaptarla para la toma de decisiones agro-tecnológicas válidas (Neményi, 2003).

Los datos con los que se trabaja se clasifican a priori en función de dos conjuntos de variables. Se distingue entre variables espaciales y variables temporales, las primeras engloban aquellas entidades cuyos atributos sean constantes en el tiempo: parámetros de posición, valores de pendiente, el DEM de precisión de la finca (Ramos *et al.*, 2004), superficie de cada zona de análisis, etc. En el grupo de las variables temporales se incluyen aquellos datos con carácter no permanente como pueden ser vectores de desplazamiento, datos de lluvias, rendimientos por olivo, etc. No se descarta la posibilidad de añadir un tercer grupo denominado variables espacio-temporales, ya que en algunas entidades se contempla esta doble naturaleza. En este trabajo no se va a considerar esta clasificación de carácter biofísico debido a la naturaleza puramente física de los datos que se manejan.

Necesidad del SIG vectorial. Sistema de malla

El análisis de datos se basa en la estructura de datos del modelo que se va a realizar. En este caso el elemento objeto de análisis es la posición de cada olivo y los valores de la pendiente. Una estructura de datos ráster supondría tener un mapa o capa de información por cada variable. Para almacenar las posiciones de los olivos haría falta una capa donde la celda que ocupara la posición de un olivo almacenase el valor de Z. Para almacenar el resto de variables el procedimiento sería el mismo. Teniendo en cuenta que se trabaja con variables no permanentes en el tiempo, sería necesario añadir tantas capas como variaciones se registraran. Esto conlleva un funcionamiento poco ágil, ya que se precisan muchas capas de información para registrar todos los datos y la gestión de las mismas resultaría algo compleja. En cambio se puede emplear una estructura de datos vectorial en la cual se aprovechen las ventajas del sistema ráster y se agilice la gestión. Se trata de emplear una malla o cuadrícula vectorial donde cada celda sea la unidad espacial de análisis (Feito *et al.*, 2000). El sistema vectorial permite asignar a cada celda las diferentes variables de que se disponga sin necesidad de emplear diferentes capas o tablas de

datos, es decir se asocia a cada celda espacial un registro de una base de datos relacional, asociando a cada celda tantos valores como campos distintos se definan en la base de datos.

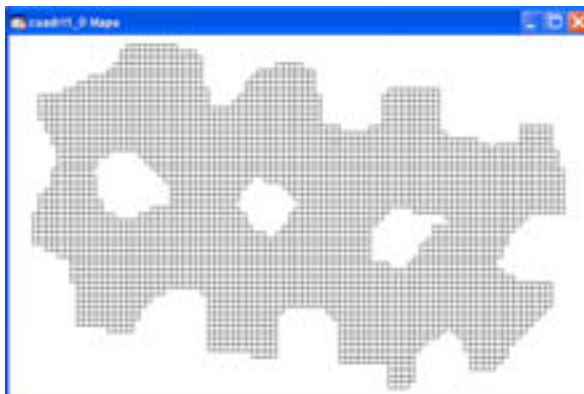


Figura 5. Cuadrícula vectorial sobre zona A.

ID	efluencia1	efluencia2	efluencia3	efluencia4	efluencia5	efluencia6
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0
33	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0
36	0	0	0	0	0	0
37	0	0	0	0	0	0
38	0	0	0	0	0	0
39	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0
41	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0
44	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0
46	0	0	0	0	0	0
47	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0
49	0	0	0	0	0	0
50	0	0	0	0	0	0
51	0	0	0	0	0	0
52	0	0	0	0	0	0
53	0	0	0	0	0	0
54	0	0	0	0	0	0
55	0	0	0	0	0	0
56	0	0	0	0	0	0
57	0	0	0	0	0	0
58	0	0	0	0	0	0
59	0	0	0	0	0	0
60	0	0	0	0	0	0
61	0	0	0	0	0	0
62	0	0	0	0	0	0
63	0	0	0	0	0	0
64	0	0	0	0	0	0
65	0	0	0	0	0	0
66	0	0	0	0	0	0
67	0	0	0	0	0	0
68	0	0	0	0	0	0
69	0	0	0	0	0	0
70	0	0	0	0	0	0
71	0	0	0	0	0	0
72	0	0	0	0	0	0
73	0	0	0	0	0	0
74	0	0	0	0	0	0
75	0	0	0	0	0	0
76	0	0	0	0	0	0
77	0	0	0	0	0	0
78	0	0	0	0	0	0
79	0	0	0	0	0	0
80	0	0	0	0	0	0
81	0	0	0	0	0	0
82	0	0	0	0	0	0
83	0	0	0	0	0	0
84	0	0	0	0	0	0
85	0	0	0	0	0	0
86	0	0	0	0	0	0
87	0	0	0	0	0	0
88	0	0	0	0	0	0
89	0	0	0	0	0	0
90	0	0	0	0	0	0
91	0	0	0	0	0	0
92	0	0	0	0	0	0
93	0	0	0	0	0	0
94	0	0	0	0	0	0
95	0	0	0	0	0	0
96	0	0	0	0	0	0
97	0	0	0	0	0	0
98	0	0	0	0	0	0
99	0	0	0	0	0	0
100	0	0	0	0	0	0

Figura 6. Tabla de datos asociada a la cuadrícula vectorial.

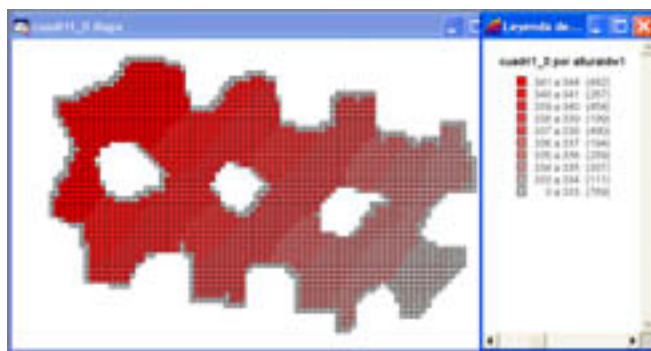


Figura 7. Mapa de valores de un campo de la tabla.

Este modelo de datos permite crear una base de datos con una gestión numérica rápida y una visualización adecuada de los mapas resultantes (figura 7).

Organización de la base de datos. Campos a incluir

En el proceso de integración de los datos en el SIG se distinguen dos fases: la primera abarca la creación de la cuadrícula vectorial y en la segunda fase se realiza la integración de los datos en esa cuadrícula y el diseño y descripción de la base de datos.

Se emplean tres cuadrículas vectoriales, una por cada zona estudiada, A, B y C. La resolución de la cuadrícula se ha estimado en función del paso de malla del grid del modelo digital del terreno, ya que al ser éste de alta resolución y precisión resulta interesante aprovecharla y no realizar interpolaciones o generalizaciones del DEM. La cuadrícula está delimitada por los puntos más extremos del DEM. Una vez creada la cuadrícula cada celda se georreferencia en función de las coordenadas de su punto central.

En el diseño de la base de datos, teniendo en cuenta que la unidad espacial de análisis es la celda, se ha considerado como campos clave las coordenadas X, Y simultáneamente. Para agilizar búsquedas de datos sin tener que recorrer ambos campos se ha creado un índice en el que se incluyen simultáneamente los campos X, Y. La información almacenada en el SIG para cada campaña de observación es la siguiente: modelo digital del terreno, diferentes modelos de pendientes según el algoritmo de interpolación empleado, datos pluviométricos, laboreo y producción media del olivo por zonas. Es importante destacar que no se descarta la posibilidad de añadir nuevas variables a medida que la investigación avance y se vayan obteniendo resultados.

El esquema conceptual del modelo entidad-relación de la base de datos diseñada es el siguiente:

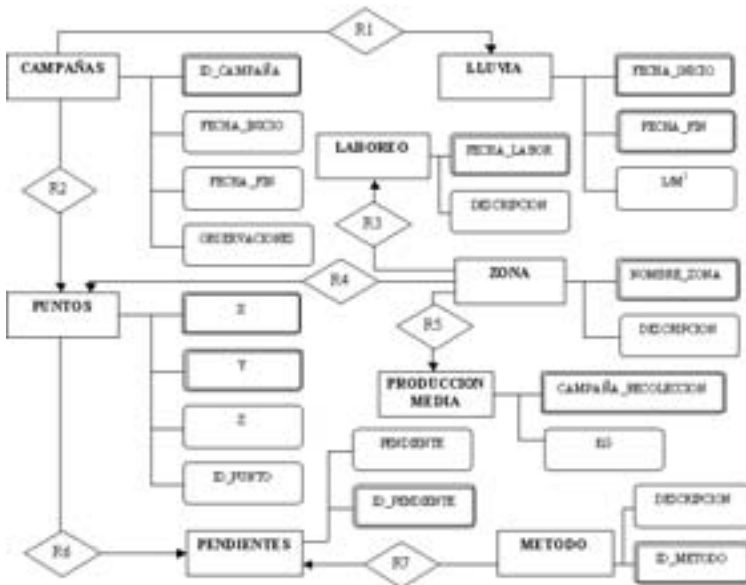


Figura 8. Esquema conceptual de la base de datos.

CONCLUSIONES

La explotación del sistema de información geográfica permite realizar consultas donde se crucen datos espaciales obtenidos con GPS y datos de lluvias o pendientes. Por ejemplo, de este tipo de consultas se desprenden posibles relaciones entre desplazamientos y valores de lluvias o su pendiente; con ello se puede llevar a cabo procesos de actuación adecuados en la finca objeto de estudio. Los datos de laboreo y rendimiento o producción media por campaña ofrecen una interesante información añadida, como es el hecho de poder llevar a cabo análisis económicos en función de los efectos que está produciendo la erosión. También es interesante realizar comparaciones entre las tres zonas, siendo entre ellas el único parámetro dispar la pendiente. De este modo se obtienen datos sobre la medida en que influye este parámetro no sólo en la erosión si no también en la producción de la planta de olivo.

Este modo de trabajo se puede extrapolar a otro tipo de estudios de erosión incluyendo diferentes parámetros tanto meteorológicos, agronómicos, topográficos, etc...

REFERENCIAS

- Betti B., Biagi L., Crespi M., Riguzzi F. (1999): GPS sensitivity analysis applied to non-permanent deformation control networks. *Journal of Geodesy* 73: 158-167.
- Crespi M. (1996): Software Package for the Adjustment and the Analysis of GPS Control Networks. In: M. Unguendoli (ed.), *Reports on Survey and Geodesy in memoria of Proff. A. Gubellini and G. Foltoni*. Edizione Nautilus, Bologna, 237-264.
- Feito F.R., Garrido A., Ogayar B., Molina A. (1999): SIGELEC'2000. 7ª Jornadas Hispano-Lusas de Ingeniería Eléctrica. Julio 1999. Lisboa (Portugal).
- Francia Martínez, J.R, Martínez Raya, A. & Ruiz Gutiérrez (2000): Erosión en suelos de olivar en fuertes pendientes. Comportamiento de distintos manejos de suelo. *S. Edafología*. Volumen 7-2. Mayo 2000. pag 147-155.
- Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Viceconsejería (2003): *El Olivar Andaluz*. Servicio de Publicaciones y Divulgación.
- Martínez Raya A. (2003): La erosión hídrica y sus efectos en el olivar. *Vida Rural*. nº 162. 1 de febrero de 2003. Pág 60-63.
- Neményi M., Mesterházi P.Á., Pecze Zs., Stépán, (2003): The role of GIS and GPS in precision farming. *Computers and Electronics in Agriculture* 40. 45-55.
- Ramos M.I, Feito F.R., Gil A.J. (2004). Towards a high precision digital elevation model. W S C G ' 2004: *The 12th International Conference in Central Europe on Computer Graphics, Visualization and Computer Vision'2004. WSCG POSTER proceedings*. Publisher: UNION Agency - Science Press, Plzen (Czech Republic).
- Zhang N., Wangb M., Wanga N. (2002): Precision agriculture -a worldwide overview. *Computers and Electronics in Agriculture* 36. 113-132.

Obtención de información cuantitativa sobre composición mineral del suelo a partir de datos de sensores remotos

Ll. Solé Sagrañes¹ y A. Soriano²

(1) Institut de Ciències de la Terra "Jaume Almera", CSIC. c. L. Solé Sabarís s/n 08028 Barcelona

(2) Dpto. Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de Zaragoza. 50009 Zaragoza.

RESUMEN

En un sector de la depresión del Ebro, próximo a Tauste, se analiza la posibilidad de obtener información cuantitativa sobre la concentración de determinados minerales o rocas en suelos y sedimentos a partir de procesos de desmezcla espectral de imágenes de Thematic Mapper de Landsat.

A partir de los datos a los que se aplica una corrección radiométrica estándar, se definen cuatro clases espectralmente puras, cuyas firmas espectrales se utilizan como miembros finales del clasificador de desmezcla. Mediante análisis sobre el terreno y de DRX se analiza la significación geológica y mineralógica de estas clases y de los resultados de la clasificación. Así, se ha podido comprobar que es posible cartografiar con fiabilidad suficiente las variaciones en la concentración de yeso o caliza en suelos y sedimentos, siendo las firmas espectrales obtenidas en el área test exportables a otras zonas de la misma Depresión del Ebro (zona de los Monegros).

También se pone de manifiesto las dificultades de exportar e incluso de interpretar su significación geológica en el caso de clases, que, aunque resultan ser espectralmente puras, corresponden a asociaciones mineralógicas complejas.

Palabras Clave: Teledetección, TM, cartografía cuantitativa, suelos, yesos, Depresión del Ebro.

ABSTRACT

We evaluate the capacity of spectral unmixing procedures to obtain mineral abundan-

ce estimations from Thematic Mapping Landsat data in a test area of the central Ebro basin near Tauste (NE of Spain). Bed-rocks in this area are mainly formed by alternate flat-laying beds of evaporates, silts and mudstones of Miocene age. They are partially covered by thin Quaternary deposits (glacis and torrential) derived from local Miocene sediments.

Four pure spectral classes were obtained using a pixel purity index and interactively selecting clusters from n-dimensional plots of spectral characteristics. The mean spectral signatures of these classes were used as end-members for linear spectral unmixing. End-members geological characteristics and quality of mapping results were assessed by field work and XRD analysis of samples. Maps obtained for gypsum and calcite-rich soils abundance highly agree with field work data in the test area. Spectral signatures of these end-members have been successfully exported to other areas in the Ebro basin.

However, pure spectral end-members that correspond to complex mixtures of several minerals fails when exported to other areas and even for the test area can be difficult to interpret the fraction images obtained by unconstricted linear spectral unmixing from a geological point of view.

Key Words: Remote Sensing, quantitative mineral mapping, soils, gypsum, Ebro basin.

INTRODUCCIÓN

La gestión y ordenación del territorio requiere, cada vez más, mapas basados en valores cuantitativos de variables continuas, que puedan ser integrados con facilidad en los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y utilizados en modelos predictivos. Sin embargo, la información geológica y edafológica generalmente disponible no suele corresponder a este tipo de información, sino que suele presentarse a modo de mapas temáticos de clases discontinuas. En los mapas geológicos clásicos, tanto si se trata de mapas crono-estratigráficos como lito-estratigráficos, las clases representadas tienen una gran variabilidad interna, ya que cada clase engloba diversas litologías y composiciones minerales, tanto en alternancias verticales como en cambios laterales de facies. Este tipo de mapas son probablemente los más fáciles de usar e interpretar, tanto para los geólogos como para el resto de científicos y técnicos que necesitan utilizar información geológica. Sin embargo, son mapas muy difíciles de generar de forma relativamente automática a partir de la información de sensores remotos digitales y, así mismo, difíciles de integrar en sistemas de modelización. Por esto es necesario trabajar en mejorar la elaboración de información geológica, basada en variables cuantificables, que pueda extraerse con facilidad de sensores remotos digitales y ser exportada a los SIG.

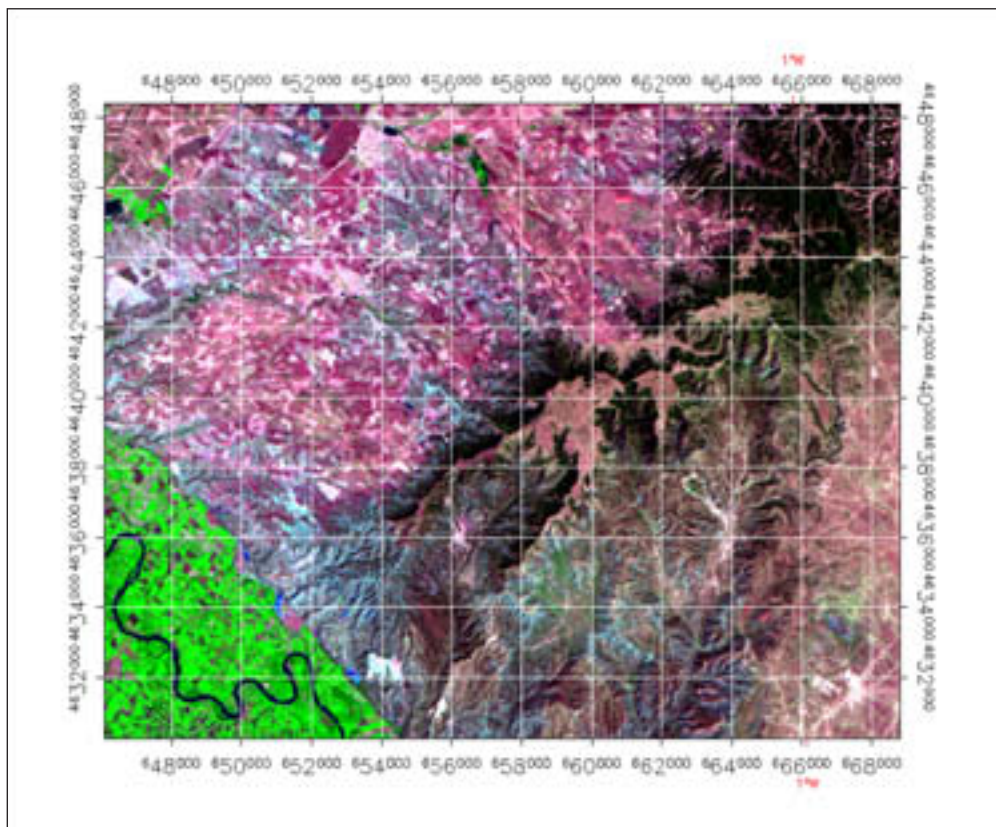


Figura 1. Composición R-G-B (TM7-TM4-TM3) de la imagen Landsat correspondiente al área de estudio del sector de Tauste. Malla UTM de 2 Km.

Los resultados obtenidos al utilizar el concepto de desmezcla espectral lineal (*Smith et al.* 1985) tanto en rocas eruptivas (*Van der Meer*, 1997; *Van der Meer y De Jong*, 2000), como en rocas sedimentarias (*Koch et al.*, 1998, *Koch*, 2000), con sensores de poca resolución espectral del tipo Thematic Mapper, pero de fácil acceso y bajo coste, confirman la validez de estas técnicas, aunque muestran sus limitaciones actuales debido al escaso conocimiento que tenemos de las mismas.

El presente trabajo forma parte de un amplio proyecto que se propone analizar, mediante técnicas de desmezcla espectral, la posibilidad de generar mapas cuantitativos de variación de concentración de determinados minerales a partir de la información del sensor Thematic Mapper de Landsat, en un amplio sector de la zona central de la depresión del Ebro. En este tipo de cuencas sedimentarias de origen continental o salobre, aunque la variabilidad vertical y horizontal de los tipos de rocas o sedimentos sea muy elevada, difícilmente queda reflejada en los mapas geológicos, que suelen agrupar la información en términos de amplias unidades deposicionales o crono-estratigráficas, según los casos, dentro de las cuales se incluyen impor-

tantes variaciones de contenidos minerales y petrológicos cuyo conocimiento es necesario para una correcta gestión del territorio.

METODOLOGÍA

Proceso de la imagen

Para este trabajo se ha utilizado una imagen TM Landsat 5 (199/031), de 7 de julio de 1997, con una atmósfera muy clara y sin nubes. La imagen ha sido registrada a coordenadas UTM utilizando los mapas 1:50.000 del IGN, con 34 puntos de control y empleando un polinomio de 2º grado, con un error cuadrático medio de 0.65 píxeles y remuestreando a la imagen a una resolución de 30 x 30 m por el sistema del vecino más próximo.

Al no disponer de un modelo digital de terreno de toda la imagen, con la suficiente resolución, los valores digitales de las imágenes se transformaron a valores de radiación recibidos en el satélite, por substracción de objeto oscuro y aplicando un modelo de superficie llana y un modelo de atmósfera de tipo medio (*Pons y Solé Sugañes, 1994*). Este método puede generar algunos valores negativos en laderas poco iluminadas y cierta sobrevaloración en las vertientes más directamente expuestas al sol, las orientadas al SE, aspectos que pueden verse reflejados en algunos valores anómalos en los procesos de clasificación. Sin embargo, el método es suficientemente fiable para superficies llanas o con pendiente muy suaves, que son las más abundantes en la región estudiada. También el método resulta suficientemente fiable en la comparación de imágenes de distintas fechas, sin que sea imprescindible un ajuste de normalización radiométrica.

Las imágenes de las zonas de estudio se recortan a posteriori a partir de la imagen total corregida radiométrica y geoméricamente. Como primera área test para la definición y comprobación de clases se utilizó un área de unos 22 x 18 Km situada al SE de Tauste (Figura 1). Las clases definidas en esta región se extrapolaron y comprobaron en un área ya previamente estudiada en el sector central de los Monegros (Bujaraloz).

Clasificación

Para poder elaborar la cartografía de las variaciones litológicas es necesario utilizar superficies desnudas, sin vegetación, tanto si éstas corresponden a afloramientos de roca o a suelos. Sin embargo, las primeras pruebas efectuadas para realizar una clasificación demostraron que la vegetación y el agua eran dos clases importantes, muy diferenciadas y que absorbían la mayor parte de la variabilidad de las imágenes, mientras que el resto de las superficies se agrupaban con características relativamente semejantes y difíciles de diferenciar entre sí debido a la escasa variabilidad entre clases. Por esto se procedió primeramente a eliminar con máscaras las superficies correspondientes al agua y con vegetación, que representan cerca del 25% de los píxeles de la zona estudiada y que no aportan información a la composición litológica.

Para crear la máscara de la vegetación con un criterio objetivo y exportable, se procedió a un primer proceso de desmezcla lineal del espectro de reflectancia. Para ello se seleccionaron, como firmas espectrales de los miembros puros, la de una zona con el máximo índice de vegetación, la de un sector de agua del río Ebro, lo más alejado posible de las orillas, y la de una zona amplia de superficie desnuda, recientemente excavada y que presentaba un alto valor de reflectancia en todas las bandas espectrales. A partir de las fracciones del agua y la vegetación se eliminaron todos los píxeles que contuvieran más de un 25% de agua o más de un 15 % de vegetación.

En la zona de Tauste, a excepción de los afloramientos de yeso masivo, donde este mineral representa prácticamente el único componente importante de la superficie expuesta, es difícil definir a priori lo que pueden ser miembros puros, ya que en los mapas geológicos, las clases cartografiadas corresponden a formaciones que contienen una elevada mezcla de elementos litológicos. Por esta razón se definieron los miembros puros a partir de las características espectrales de cada píxel.

El primer paso consiste en obtener, lo que desde el punto de vista espectral puede considerarse como píxeles espectralmente puros (*Boardman et al.* 1995 y *Mustard y Sunshine*, 1999), que son los que presentan los valores más extremos. Para ello se procede repetitivamente a trazar vectores de forma aleatoria en el espacio de 6 dimensiones que corresponde a los 6 canales espectrales del TM (no se ha utilizado el canal térmico TM6). Todos los píxeles de la imagen se proyectan sobre cada uno de estos vectores y en cada iteración se seleccionan los píxeles que se sitúan en ambos extremos del vector.

El segundo paso consiste en detectar cuantas clases o agrupaciones diferenciadas representan estos píxeles, mediante una selección interactiva de las agrupaciones (“clusters”) a partir de la proyección de los píxeles puros en el espacio n-dimensional de las características espectrales. Rotando sucesivamente en todas direcciones este espacio n-dimensional, pueden identificarse con facilidad distintas nubes o agrupaciones de píxeles, que se seleccionan como miembros de clases de características espectrales puras. De esta forma se seleccionaron las cuatro clases o miembros puros utilizados en el trabajo.

La reflectancia total de un píxel determinado puede considerarse que es la suma de la reflectancia de cada uno de los miembros o clases finales, multiplicados por su fracción de ocupación o proporción en la que se hallan dentro del determinado píxel, más un miembro de error que corresponde a la fracción de reflectancia no explicada por los miembros finales seleccionados (*Mustard y Pieters*, 1987).

$$R_i = \sum_{k=1}^n f_k \cdot R_{i,k} + E_i$$

Donde $k = 1, \dots, n$ representa los miembros finales, $i=1 \dots m$ representa el número de bandas espectrales. R_i es la reflectancia de un píxel determinado en la banda espectral i ; f_k la fracción correspondiente al miembro k ; $R_{i,k}$ la reflectancia conocida del miembro k para la banda espectral i y E_i es el error para la banda i , que representa la parte de reflectancia de este píxel en esta banda no explicada por los miembros de reflectancia conocidos. El error cuadrático medio cometido en la clasificación de cada píxel es:

$$RMS = \sqrt{\left(\sum_{i=1}^m E_i^2\right) / m}$$

De este modo, conocida la reflectancia de una serie de miembros puros o finales, la participación de cada uno de ellos, en cada píxel, puede determinarse por un sistema de ecuaciones lineales, siempre que el número de miembros sea inferior al número de bandas espectrales disponibles. En el presente trabajo se optó por una solución no restrictiva, en la que no se fuerza que la suma total de los miembros sea igual a 1, ni tampoco que las proporciones de cada miembro tengan que estar comprendidas entre 0 y 1 (se admiten valores negativos de ocupación). Esta solución, aunque es la más válida desde el punto de vista matemático, puede suponer la presencia de resultados difíciles de explicar desde el punto de vista de la aplicación. Así se obtienen una serie de imágenes, una para cada clase más otra para el error residual, en la que el valor de cada píxel representa la fracción de reflectancia del píxel explicada por un miembro determinado, valor que puede ser directamente relacionado con la porción de superficie que este miembro ocupa dentro de dicho píxel. La imagen del error cuadrático medio representa para cada píxel la fracción de reflectancia no explicada por los miembros utilizados en la clasificación.

A partir de la clasificación se procedió a la identificación, para cada fracción, de una serie de píxeles cuyo valor, para dicha fracción, fuera superior al 95% y prácticamente cero para el resto de fracciones. Estos píxeles, identificados mediante sus coordenadas UTM, sirvieron de áreas de muestreo para caracterizar la morfología superficial y composición mineralógica de lo que puede considerarse como superficies reflectantes espectralmente puras o miembros finales en un proceso de clasificación por desmezcla espectral.

ANÁLISIS DE RESULTADOS

Signaturas espectrales

Las cuatro clases seleccionadas como miembros finales muestran signaturas espectrales bien diferenciadas. La figura 2 muestra las signaturas espectrales utilizadas para definir los miembros puros o finales de la clasificación por desmezcla espectral.

De las cuatro signaturas seleccionadas, hay tres cuyas formas son bastante parecidas entre sí, pero con un nivel de reflectancia general bien diferenciado. La de menor reflectancia corresponde a S1, mientras que la de mayor reflectancia corresponde a S2, siendo S3 una curva de reflectancia intermedia entre ambas. La signatura espectral del miembro Y se diferencia claramente de las restantes. Sin embargo, las diferencias no se limitan al nivel de reflectancia global sino también, aunque de forma más sutil, a la forma de las signaturas. La clase S1 muestra una mayor pendiente positiva entre los canales TM4 y TM5, mientras que entre los canales TM5 y TM7 cada miembro muestra una pendiente claramente diferenciable. El descenso de la reflectancia entre los canales TM4 y TM5 y el aún más acentuado entre el TM5 y el TM7, que

caracterizan la signatura espectral de la clase Y, son característicos del yeso. La signatura S3 es idéntica a la que en el área de Bujaraloz, utilizando una imagen TM de 1984, Koch *et al.* (1998) y Koch, (2000) identifican como característica de suelos ricos en calcita.

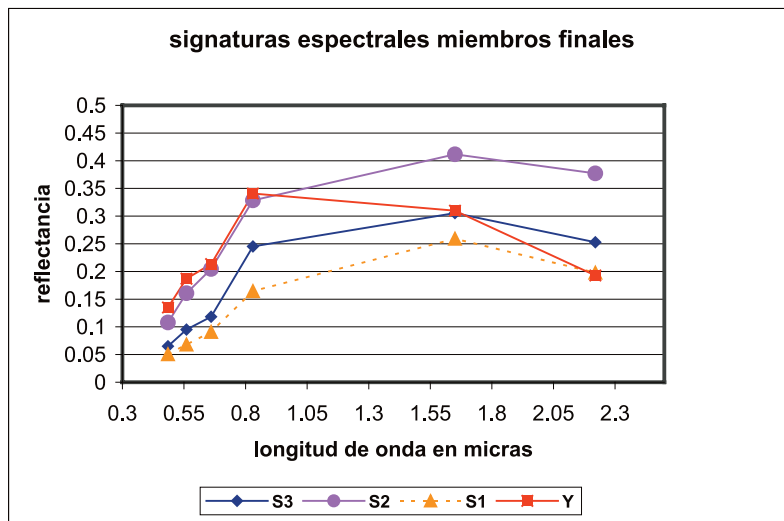


Figura 2. Signaturas espectrales medias de los cuatro miembros finales seleccionados.

Análisis de la bondad de la clasificación

Para establecer la bondad de la clasificación se ha examinado tanto el resultado de cada fracción o clase seleccionada, para localizar valores negativos o superiores a 1, como el error residual para el conjunto de las cuatro fracciones.

La distribución de errores residuales presenta un valor medio de 0,0062 y un valor máximo de 0,0446. El primer cuartil tiene un valor de 0,0034, la mediana se presenta para un valor de 0,0055 y el tercer cuartil para un valor de 0,0082. Sólo un 5% de los píxeles tienen un valor de error superior a 0,0133 y el 1% superior a 0,0171, que en conjunto son valores muy pequeños. El conjunto de errores es algo menor al NW de la Plana que al SE de la misma, coincidiendo con la mayor abundancia del miembro S2. Aunque localmente los mayores errores se dan en los pequeños núcleos de población y en los píxeles del borde del río.

Litología y distribución de las clases.

Las muestras, que han sido examinadas al microscopio y analizadas por difracción de rayos X, proceden todas de localidades en las que una de las cuatro fracciones seleccionadas como clases puras presenta un nivel de ocupación superior al 95%, por lo que puede considerarse que son muestras representativas de estas clases o miembros puros.

La clase denominada Y corresponde a zonas de yesos masivos, en la que los bancos de yeso

pueden tener más de 10 m de potencia, alternando con pequeños niveles de arcillas (principalmente illitas y clinocloritas), que suelen enmascarar la superficie de los yesos puros, confiriéndoles una tonalidad ligeramente pardo-rojiza. La signatura espectral de esta clase difiere de la del yeso puro sólo en la parte visible del espectro, mientras que su forma en el infrarrojo se ajusta perfectamente a las curvas de reflectancia obtenidas para el yeso en el laboratorio (Clark *et al.* 2003), con un factor de disminución de la reflectancia de 0,36.

Las observaciones de campo de los otros tres miembros muestran que S1 corresponde a una superficie formada por materiales arcillosos, sin cantos, y en la que es frecuente la presencia de eflorescencias salinas. Por el contrario S2 y S3 corresponden a superficies de limos con cantos de calizas, siendo éstos mucho más abundantes y de mayor tamaño en el caso de S3. El estudio de la fracción fina de los materiales procedentes de estas superficies, muestra que se trata básicamente de limos calcáreos. La tabla 2 muestra los resultados de los análisis de DRX para la fracción fina (> 1 mm) de cada una de estas tres clases.

El miembro S1 se diferencia claramente de S2 y S3 por la presencia de yeso y dolomita ferruginosa, por una menor abundancia de calcita (máximo un 30% frente a casi un 50% en los otros dos miembros) y por casi el doble de contenido en arcillas. La mayor presencia de arcillas justificaría plenamente la menor reflectancia de este miembro. Este miembro se asocia casi siempre a niveles de glacis subactuales o a rellenos de fondo de valles, de muy poca potencia, desarrollados directamente sobre niveles de limos arcillosos o yesos miocénicos.

Cuadro 1. Composición media de la fracción fina de las clases S1, S2 y S3 de acuerdo con los análisis de DRX. (*) En algunas muestras el contenido en yeso puede alcanzar hasta el 25%.

Clase	Calcita	Dolomita	Yeso	Cuarzo	Albita	Microclina	Clinocloro	Illita
S1	29	10	5 ^(*)	20	4	6	7	19
S2	47	2		28	4	2	6	10
S3	47			27	5	7	4	8

Las diferencias entre S2 y S3 son menos claras, pero en principio S3 presenta una mayor cantidad de clastos de silicatos y una menor proporción de arcillas. Esto, unido a la presencia de cantos rodados de calizas y a la menor abundancia de concreciones calcáreas, parece indicar que se trata de un sedimento menos evolucionado o que ha sufrido un transporte menor que S2. Sin embargo, estas diferencias mineralógicas, por sí mismas, difícilmente explican las diferencias de reflectancia entre ambos miembros (Figura 2), ya que la mayor proporción de arcillas en S2 debería disminuir la reflectancia de este miembro respecto a S3. Quizás estas diferencias sean debidas a la abundancia de cantos rodados de caliza sobre la superficie S3, que es uno de los rasgos más significativos del mismo. La clase S2, en su estado más puro, suele presentarse en las zonas distales de los glacis medios o en los márgenes degradados de los mismos. También puede aparecer en superficies directamente desarrolladas sobre materiales limosos miocénicos, con alternancias margo-calcáreas. Por su parte, la clase S3 se halla directamente relacionada con las superficies estructurales de los montes de Castejón, donde

las calizas miocénicas se hallan recubiertas por un suelo poco desarrollado o por finos lechos de limos calcáreos. El prototipo de esta clase también se halla presente en las cabeceras de los glaciares medios.

Las figuras 3 a 6 muestran los mapas de distribución de cada una de estas clases, en la que los niveles de gris o intensidad son proporcionales a la contribución de cada fracción a la reflectancia de cada píxel, en una escala de 0 a 1.

La clase S1 (Figura 3) predomina, sobre todo, al NW de los montes de Castejón, donde suele presentar valores superiores al 50%. En su forma más pura aparece en forma de depósitos cuaternarios recientes en los fondos de valle y glaciares subactuales, pero, aunque en menor cuantía, contribuye también a la reflectancia del resto de glaciares y superficies excavadas en los sedimentos miocénicos más arcillosos. La clase S2 (Figura 2), la que presenta un mayor nivel de reflectancia global, aparece íntimamente relacionada con la clase anterior, por lo menos en lo que respecta a su distribución espacial, ya que sólo aparece significativamente al NW de los montes de Castejón. Los pequeños afloramientos en el extremo SE de la imagen se corresponden con zonas de fuerte actuación antrópica dentro del polígono militar de maniobras de San Gregorio. Puede corresponder a formas transaccionales entre los distintos niveles de glaciares, aunque no se descarta que en parte este asociada a prácticas de cultivo.

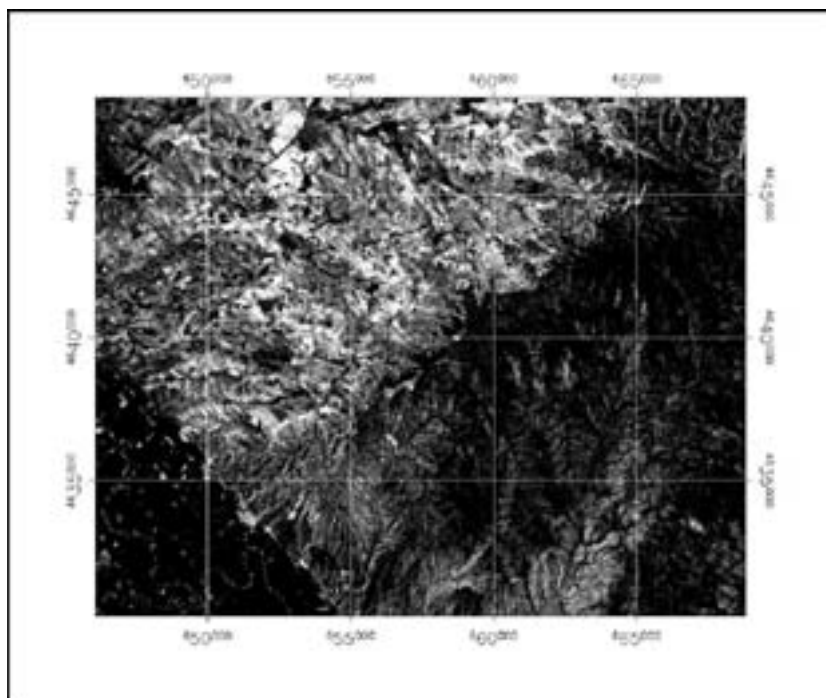


Figura 3. Mapa de distribución de la clase S1, que básicamente corresponde a un limo arcilloso con algo de yeso.

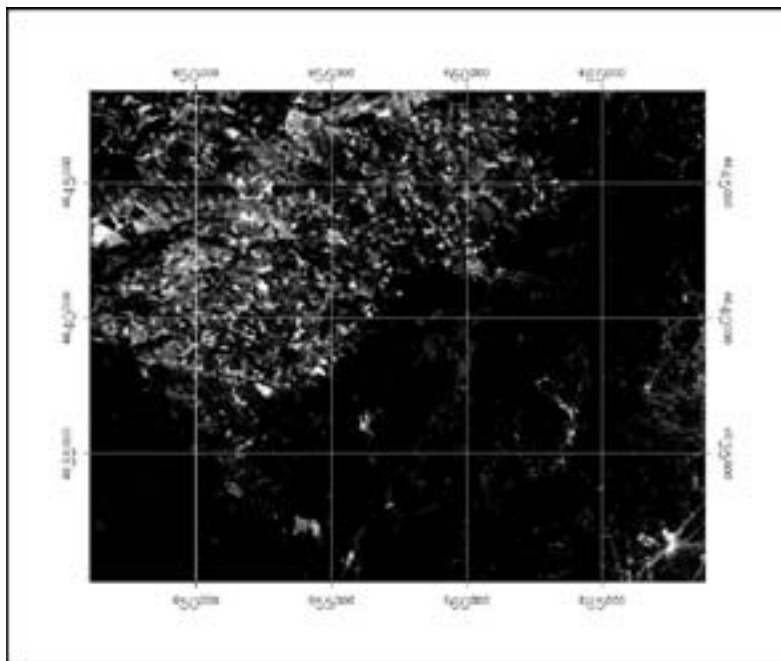


Figura 4. Mapa de distribución de la clase S2, que básicamente corresponde a un limo calcáreo.

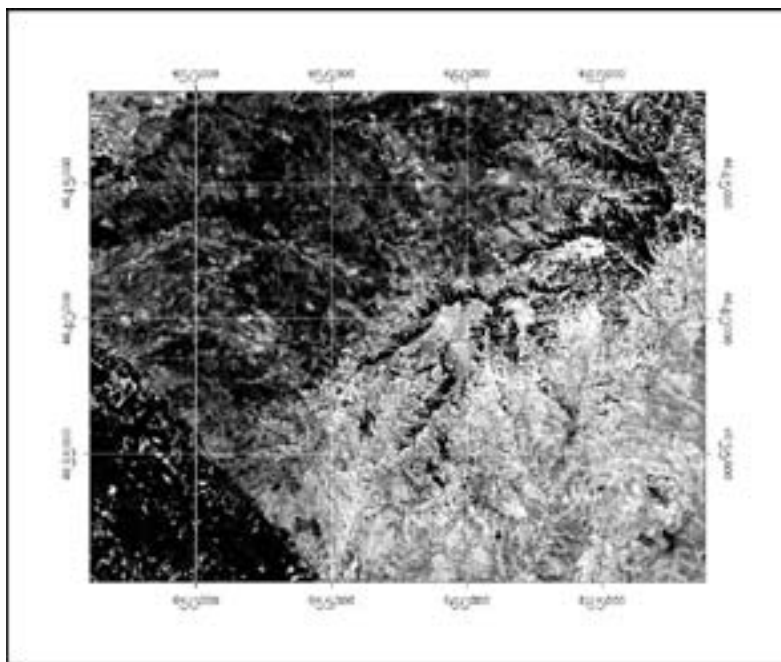


Figura 5. Mapa de distribución de la clase S3, que corresponde a un limo grueso calcáreo.

La clase S3 (Figura 5), que corresponde a los suelos y sedimentos con menor contenido de arcillas y con una mayor presencia calcárea, aparece principalmente en los niveles estructurales de los montes de Castejón y al SE de estos. También presenta valores altos en las cabeceras de los glacis medios y en afloramientos miocénicos de tipo margo-calcáreo. Por último la clase Y (Figura 6) corresponde a la distribución de yeso en los sedimentos miocénicos y suelos. Presenta una clara tendencia decreciente de SW a NE, probablemente debida a que hacia el SE afloran niveles miocénicos más bajos y ricos en yeso. Las zonas de altos valores de esta clase corresponden a afloramientos de yeso masivo, que pueden presentarse en bancos de más de 10 m de potencia.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De las cuatro clases seleccionadas como miembros finales o clases espectralmente puras, en realidad sólo la clase Y tiene una significación mineralógica clara, ya que se trata prácticamente de yeso puro, con una signatura espectral prácticamente idéntica en su forma a la derivada de la curva de reflectancia del yeso obtenida en el laboratorio (*Clark et al.* 2003). Esto permite deducir, que el mapa de distribución de esta fracción, corresponde en gran medida con la concentración o porcentaje de yeso presente en superficie.

Sin embargo, para el resto de minerales más frecuentes en esta zona, como calcita, cuarzo y arcillas, no existe ninguna superficie natural en la que alguno de estos minerales este presente casi en exclusividad, por lo que es imposible deducir signaturas espectrales tipo, para los mismos y en esta zona, a partir de la imagen del sensor TM. Aunque la superficie estructural de los montes de Castejón es debida a la presencia de calizas, estas no se presentan en forma masiva, sino alternando con lechos más margosos, lo que no facilita la formación de superficies netas de calizas sin vegetación.

Las otras tres signaturas seleccionadas como extremas y por lo tanto susceptibles de corresponder a miembros puros desde el punto de vista espectral, corresponden a distintas proporciones de los mismos minerales (Cuadro 1) con texturas superficiales más o menos diferenciadas. La composición mineralógica, junto con la textura superficial, es lo que en última instancia debe explicar las diferencias entre estas signaturas espectrales (Figura 2).

Al exportar directamente estas signaturas espectrales, para la clasificación por desmezcla espectral, a la zona de Bujaraloz, situada unos 100 Km más al Este en la misma depresión de Ebro y con una litología miocénica muy semejante a la de la zona de Tauste, se observa que sólo las clases que representan minerales prácticamente puros como el yeso o la clase S3, con un claro predominio de la calcita en una matriz limosa, se comportan correctamente en la clasificación. La signatura espectral de la clase tipo S3 es idéntica, salvo una pequeña desviación en el valor del canal TM1, a la que se obtuvo, utilizando una imagen de 1984 y una metodología para la identificación de clases puras distinta, en la zona de Bujaraloz (*Koch y Solé Sugrañes*, 1997; *Koch*, 2000) y que se identificó como suelos ricos en calcita. El resultado de las clasificaciones para esta clase y para el yeso también coincide con los resultados obtenidos en los anteriores trabajos.

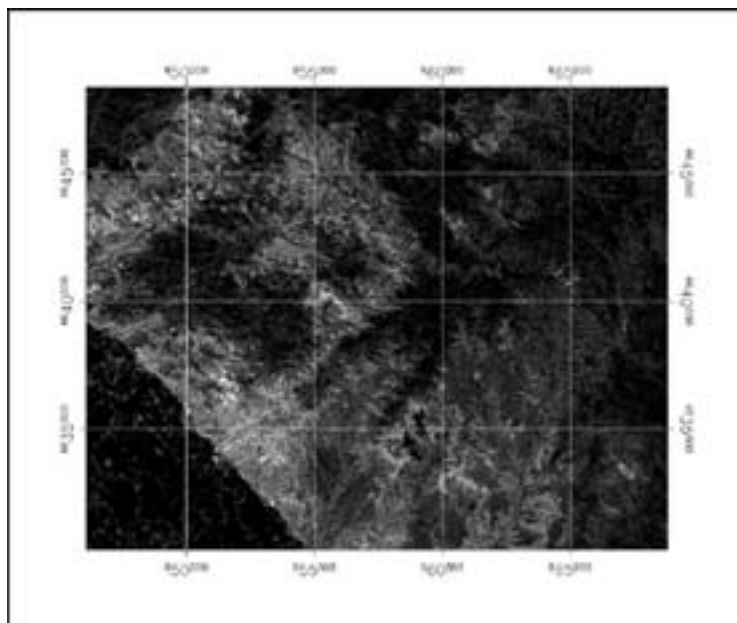


Figura 6. Mapa de distribución de la clase Y, que corresponde a la proporción de yeso en sedimentos y suelos.

Sin embargo, el resto de las clases presenta comportamientos anómalos con la realidad de terreno y un número excesivo de píxeles con valores fuera del rango 0 a 1 para poder ser admitidas como válidas. Probablemente el comportamiento anómalo de las clases S1 y S2 en la zona de Bujaraloz sea debido a las diferencias de los tipos de arcillas entre ambas zonas. Mientras en la zona test de Tauste las arcillas son siempre del tipo illita y clinoclorita (arcillas no expansivas) en la zona de Bujaraloz predominan las arcillas expansivas del tipo kaolinita y montmorillonita.

La comparación de los resultados entre estas dos zonas test pone en evidencia, por un lado, la robustez del método para la exportación de clases mineralógicamente puras o con un mineral realmente dominante, pero por otro lado, la dificultad de exportación de las clases resultantes de mezclas mineralógicas complejas. También pone en evidencia la necesidad de obtener firmas espectrales reales, para un determinado sensor, para los minerales más frecuentes y significativos en los problemas de gestión del territorio.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Felicià Plana, del ICTJA, CSIC la elaboración y asesoramiento en la interpretación de los análisis de Difracción de Rayos X.

BIBLIOGRAFÍA

- Boardman, J. W., Kruse, F. A. y Green, R. O. (1995): Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data: in *Summaries JPL Airborne Earth Science Workshop, JPL publication 95-1*, pp 23-26.
- Clark, R. N., Swayze, G. A., Wise, R. et al (2003): *USGS Digital Spectral Library splib05a*. USGS Open File Report 03-395,
- Koch, M. (2000): Geological controls of land degradation as detected by remote sensing: a case study in Los Monegros, north-east Spain. *Int. J. Remote Sensing*, Vol. 21, pp: 457-473.
- Koch, M. y Solé Sugrañes, L. (1997): Characterizing soils and land degradation in a semi-arid Mediterranean area using a spectral unmixing methodology. *Proceedings of the 23rd annual conference of the Remote Sensing Society*, Reading, UK, pp: 440-446.
- Koch, M., Solé Sugrañes, L. y Mather, P. M. (1998): Identifying geo-indicators of land degradation in semi-arid Mediterranean environment using remote sending. *EUROPTO Conference on Remote Sensing for Geology*. SPIE Vol. 3496, pp: 68-77.
- Mustard, J. F. y Pieters, C.M., (1987): Quantitative abundance estimates from bidirectional reflectance measurements. *Journal of Geophysical research*, Vol. 92, pp: 617-626.
- Mustard, J. F. y Sunshine, J. M., (1999): Spectral analysis of Earth sciences. Investigations using remote sensing data. In. A. N. Renz (Ed.) *Remote sensing for Earth Sciences: Manual of Remote Sensing* (3rd ed.) vol. 3, pp: 251-307. New York, Willey.
- Pons, X. y Solé Sugrañes, L. (1994): A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sens. Environment*, Vol. 48, pp: 191-204.
- Smith, M. O., Johnston, P.E. y Adams, J. B., (1985): Quantitative determination of mineral types and abundances from reflectance spectra using principal component analysis. *Journal of Geophysical research*, Vol. 90, pp: 797-804.
- Van der Meer, F. (1997): Mineral mapping and Landsat Thematic Mapper classification using spectral unmixing. *Geocarto Int.* Vol. 12, pp: 27-40.
- Van der Meer, F y De Jong, S. M. (2000): Improving the results of spectral unmixing of Landsat Thematic Mapper imagery by enhancing the orthogonality of end-members. *Int. J. Remote sensing*, Vol. 21, pp: 2781-2797.

Factores que controlan la humedad del suelo en una cuenca de campos abandonados del Pirineo Central

M.P. Errea

Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Campus de Aula Dei. Apdo. 202. 50080 - Zaragoza.

RESUMEN

El estudio de los factores que controlan la variabilidad espacio-temporal del contenido de agua del suelo proporciona información básica para conocer el comportamiento hidrológico, tanto a escala de ladera como de cuenca. La distribución espacio-temporal de la humedad del suelo en una cuenca requiere el análisis de gran cantidad de variables y sus interrelaciones.

En una cuenca de campos abandonados del Pirineo aragonés se dispone, mediante TDR, de muestreos semanales durante tres años de 25 puntos de control de la humedad. Los puntos de muestreo reúnen diferentes condiciones topográficas (orientación, pendiente y forma de la ladera) y de cubierta vegetal (prado, matorral, bosque). Se dispone, además, de información de detalle de variables topográficas, edáficas y de cubierta vegetal (porcentaje y estructura) que ha sido integrada en un SIG (ArcInfo v 7.12 y Arcview 32).

Los resultados muestran que el porcentaje de cobertura vegetal y la mayor/menor radiación media anual tienen mayor influencia en la variabilidad espacial de la humedad del suelo que los factores de control local o fijo (topográficos y edáficos). Los resultados obtenidos son diferentes a los de otros ambientes con menor disponibilidad de agua (zonas semiáridas), donde la importancia de los factores locales cobran mayor importancia en el control de la humedad del suelo.

Palabras Clave: SIG, humedad del suelo, cuenca de montaña, campos abandonados, Pirineo

ABSTRACT

The study of the main factors governing the temporal and spatial variability of soil surface water reports a basic information to know the hydrological modellin even, at diferent scales (slope or catchment). The temporal and spatial distribution of soil moisture in a catchment is analized under many factors and their mutual influences.

In an abandoned mountain catchment in the Pyrenees there are 25 TDR probes to control soil moisture during 3 years. They are located in diferent topographic conditions (slope, aspect and land form) and vegetal cover (shrub, meadow, wood). Detailed information about topographic features, soil and vegetal cover has been included in a SIG (ArcInfo v 7.1.2 and Arcview 32).

The results show vegetal cover and local topographic conditions like mean annual radiation have more influence in spatial variability soil humidity than other factors (topography, soil conditions), some differents like in other environments (semiarid areas), where local factors control soil moisture.

Key Words: *SIG, soil moisture, mountain catchment, farmland abandonment, Pyrenees.*

INTRODUCCIÓN

La distribución espacio-temporal de la humedad del suelo ha sido ampliamente estudiada en numerosos trabajos (*Castillo et al.*, 2003; *Cantón et al.*, 2003; *Gómez-Plaza et al.*, 2000; *Gómez-Plaza et al.*, 2001; *Grayson et al.*, 1997) por su influencia en la generación de escoorrentía y en la modelización hidrológica. Los factores que controlan la humedad del suelo son varios y resulta de gran complejidad establecer la importancia de cada factor por su mutua y múltiple influencia (*Cantón et al.*, 2003):

- a) Propiedades del suelo (*Beckett y Webster*, 1971; *Zhang y Berndtsson*, 1988; *Fitzjohn et al.*, 1998)
- b) Topografía (*Burt y Butcher*, 1985; *Moore et al.*, 1988; *Crave y Gascuel-Odoux*, 1997; *Western et al.*, 1999; *Gómez-Plaza et al.*, 2001) y
- c) Vegetación (*Yair y Danin*, 1980; *Rodríguez Iturbe et al.*, 1999).

La influencia de la topografía es quizá el elemento que ha sido más ampliamente estudiado, dando lugar a la elaboración de índices topográficos o de humedad (“wetness index”) para predecir la humedad del suelo en función del relieve (*Beven y Kirkby*, 1979; *O’Loughlin*, 1986; *Barling et al.*, 1994). Sin embargo, otros autores coinciden en destacar la distinta influencia de la topografía en función de los distintos ambientes en los que se realice el estudio (*Cantón et al.*, 2003; *Castillo et al.*, 2003; *Gómez-Plaza et al.*, 2000; *Gómez-Plaza et al.*, 2001).

La utilización de índices de humedad para predecir la humedad del suelo en función de la topografía supone que el flujo lateral subsuperficial domina la distribución de la humedad del suelo y que existe una conexión entre los puntos de la cuenca y su área de contribución. Son zonas húmedas, donde la precipitación excede la evapotranspiración (*Gómez-Plaza et al.*,

2001; Grayson *et al.*, 1997). En cambio en zonas áridas o épocas donde la evaporación excede la precipitación, la redistribución subsuperficial queda restringida a períodos cortos del año, produciéndose por flujos verticales sin conexión entre puntos y su área de contribución. El contenido de humedad del suelo es controlado por otros factores como la vegetación, orientación o topografía local, que no están considerados en los índices topográficos (Gómez-Plaza *et al.*, 2000), en lo que se denomina factores locales de control. Cuando el suelo está húmedo, la redistribución de agua en un punto está afectada por su área de contribución, lo cual se denomina un factor de control no local.

El objetivo del presente trabajo es principalmente determinar qué tipo de factores controlan la humedad del suelo en la cuenca Loma de Arnás del Pirineo Aragonés. El área de estudio constituye un área heterogénea en vegetación, topografía y suelos, con un mínimo acusado de precipitación durante los meses de junio-julio y agosto. Se trata de analizar el patrón de distribución de humedad del suelo como parte del comportamiento hidrológico de la cuenca.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se ha desarrollado en la cuenca “Loma de Arnás”, localizada en la cuenca del río Aragón (figura 1), en el sector del flysch eoceno surpirenaico, con estratos alternantes de margas y areniscas plegados en dirección norte. El clima es submediterráneo de montaña con fuerte influencia atlántica, especialmente en invierno.

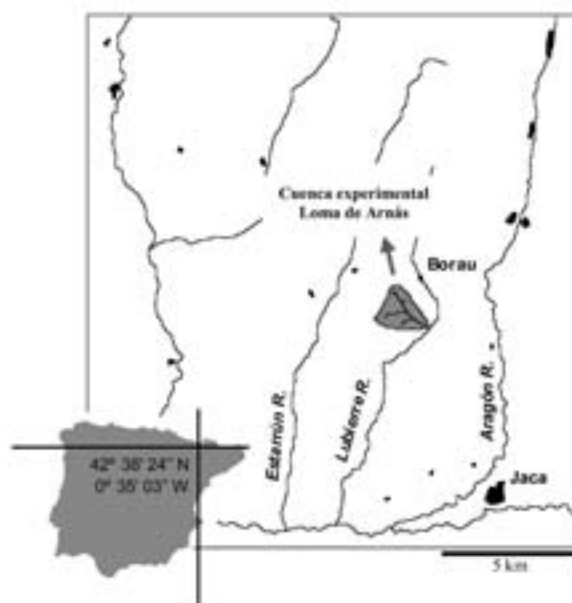


Figura 1. Localización del área de estudio.

La precipitación media anual es de 1100-1200 mm, concentrada en otoño (máximo primario) y primavera, aunque el invierno no es seco por el paso de frentes, con un mínimo en marzo. La temperatura media anual es de 10° C.

La cuenca de Arnás ocupa 284 has y es afluente del río Lubierre, tributario a su vez del río Aragón. Su rango altitudinal oscila entre 900 y 1330 m. El barranco fluye de oeste a este adaptándose a una estructura de fuerte contraste entre la fuerte pendiente de la vertiente sur (que coincide con un frente de cuesta) y la suave pendiente de la ladera norte, coincidiendo con un prolongado reverso de cuesta.

La geomorfología de las pendientes se caracteriza por la presencia de coladas de piedras y *debris-flows* activos en la ladera solana, y una mayor erosión en las vertientes convexas, con una recolonización más lenta por el matorral. En la ladera umbría pueden distinguirse cicatrices de movimientos en masa del tipo *earth-flows*.

El suelo predominante es Kastanozem háplico, profundo y bien estructurado, con alto contenido en materia orgánica y buena permeabilidad. Sin embargo, en la ladera solana predomina el Regosol calcáreo, poco profundo, con baja capacidad de retención de agua y elevada pedregosidad, debido al cultivo en laderas pendientes, especialmente en laderas rectilíneas y convexas: en laderas cóncavas aterrazadas se localizan cambisoles y calcisoles más profundos. En las áreas más llanas del fondo del valle los suelos son estágnicos o cambisoles vérticos y calcisoles, con poca capacidad de drenaje por el elevado contenido en arcilla (Seeger *et al.*, 2004). En la ladera norte los suelos están más desarrollados por la menor pendiente, una cobertura vegetal más densa y mayor acumulación de materia orgánica. El tipo de suelo predominante es Kastanozens y tiene en general una baja capacidad de infiltración como resultado del elevado contenido en arcilla.

La cuenca de Arnás fue cultivada hasta mediados del siglo XX y en la actualidad la mayor parte de las antiguas parcelas en umbría y solana se hallan cubiertas de matorral, con tendencia a bosque denso de *Pinus sylvestris* y *Quercus gr. fagínea* en la parte alta de la umbría. El matorral está constituido básicamente por *Buxus sempervirens*, *Genista scorpius*, *Rosa gr. canina*, *Juniperus communis* y *Echynospartum horridum*. Esta última domina en la umbría, donde forma una masa muy densa. Durante todo el año la cuenca se aprovecha en régimen de pastoreo extensivo con ganado ovino y, recientemente, con vacuno.

MÉTODOS

La humedad del suelo se ha medido con sondas de 20 cm mediante un TDR Tektronix en 25 puntos seleccionados en función de su localización topográfica: pendiente, solana-umbría, ladera cóncava-convexa (figura 2). Se llevó a cabo un muestreo semanal durante 1996, 1997, 1998 excepto en invierno, disponiéndose de 54 muestreos en total. En cada punto de medida, se tomaron muestras de suelo para determinar su textura (porcentaje de fracción arena, limo y arcilla). También se determinó la capacidad de campo y punto de marchitez permanente a tensiones de 1/3 y 15 atmósferas.

Factores de topografía local como pendiente, orientación, forma ladera (cóncava-convexa), curvatura en perfil (afecta a la aceleración o deceleración del flujo) o plana (perpendicular

a la pendiente, determina convergencia o divergencia del flujo) y no local como el índice topográfico (*Beven y Kirkby, 1979*), se obtuvieron del Modelo Digital de Elevaciones de la cuenca elaborado a partir de curvas de nivel equidistantes 5 metros con ArcInfo 7.2 y con una resolución de 10 m.

La cobertura de vegetación se presenta en porcentaje, estimada para cada área de muestreo de humedad con una rejilla de 0,5 x 0,5 m.

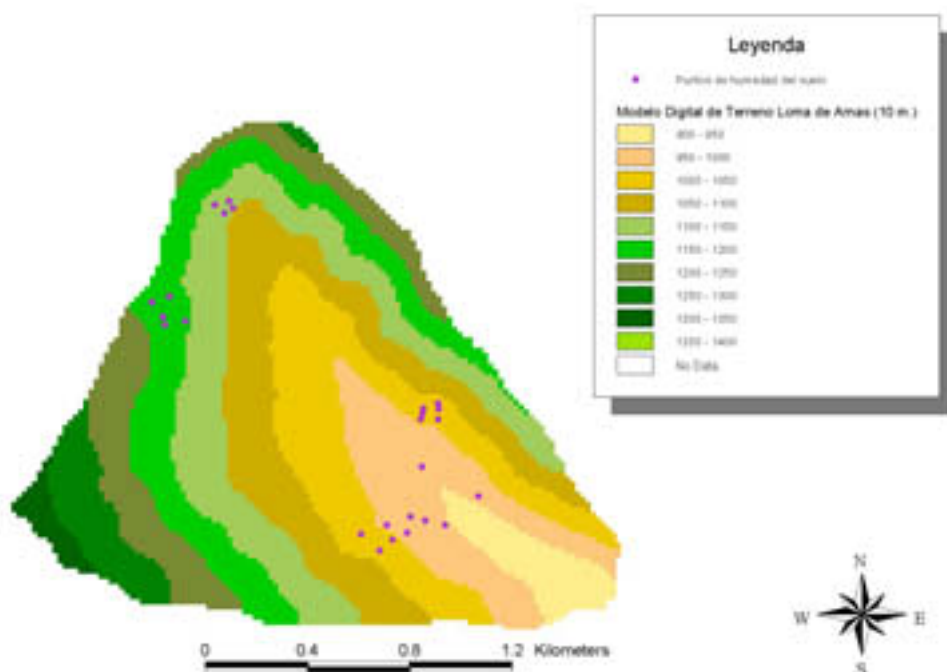


Figura 2. Distribución de los puntos de humedad del suelo y mapa hipsométrico de Loma de Arnás.

La elaboración del mapa de radiación incidente se realizó con el software MIRAMON a partir de la metodología descrita por *Pons (1996)* para el cálculo de la radiación potencial anual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución de la humedad del suelo durante el período de muestreo, considerando la media de los 25 puntos, aparece en la figura 3. La evolución teniendo en cuenta la localización de los puntos en ladera umbría o solana se presenta en la figura 4.

La ladera umbría, muy contrastada en pendiente y vegetación a la solana, aparece más húmeda durante todas las fechas (como cabe esperar), aunque ambas orientaciones presentan un comportamiento paralelo a lo largo de todo el muestreo. Destacan las épocas más húmedas

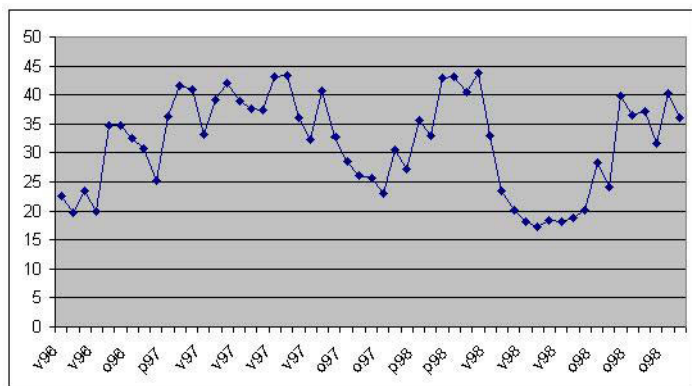


Figura 3. Distribución de la humedad del suelo: media de los 25 puntos a lo largo del muestreo (1996-1998).

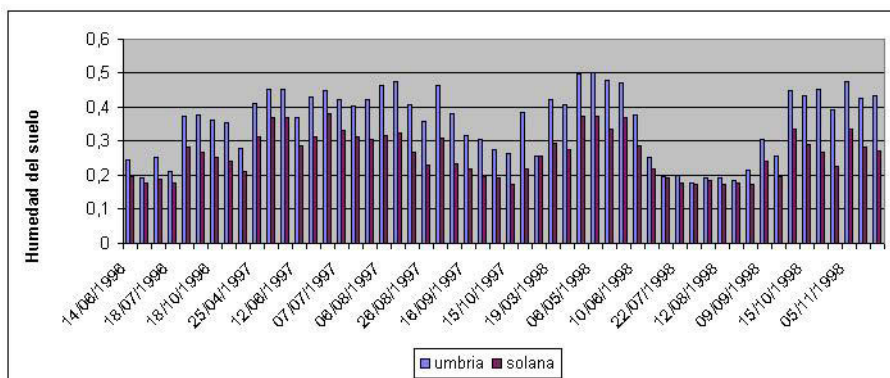


Figura 4. Evolución del contenido de humedad del suelo para los puntos localizados en la ladera solana y umbría durante el muestreo (1996-1998).

(primavera de 1998, verano y otoño de 1997), donde la diferencia entre los valores de humedad del suelo entre los puntos de la ladera umbría aumenta de manera considerable respecto a los puntos localizados en la ladera solana. En épocas de menor disponibilidad de agua (verano de 1998), los valores de humedad en ambas laderas se aproximan y la diferencia disminuye al mínimo.

Para determinar la influencia de los factores en la distribución espacio-temporal de la humedad del suelo, se ha realizado un análisis de correlación entre la media de humedad del suelo en cada punto y las variables topográficas, edáficas, de cobertura vegetal e índice topográfico para tratar de obtener así las variables que mejor predicen el valor de la variable dependiente (humedad del suelo) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Coeficientes de correlación de Pearson obtenidos entre contenido de humedad (medio para cada punto) y distintas variables de Loma de Arnás.

Variables	R	R ²
Índice topográfico	-0.015	0.000
Radiación	0.410	0.168*
Prof	0.236	0.056
Plan	-0.205	0.042
Pendiente	0.182	0.033
Orientación	-0.069	0.005
Curvatura	-0.262	0.069
% Cobertura vegetal	0.366	0.134*
1/3 atmósfera	-0.387	0.150*
15 atmósfera	-0.363	0.132*
0.05-2 mm	0.149	0.022
0.002-0.05 mm	0.125	0.016
< 0.002 mm	-0.264	0.070

* P<0.05

Las variables mejor correlacionadas son la radiación, la cobertura vegetal y la capacidad de campo o capacidad de retención efectiva de agua, aunque todas ellas con una relación muy débil. Son factores que *Grayson et al.* (1997) definen como locales y propios de ambientes semiáridos, aunque la correlación lineal con el contenido de humedad es tan escasa que no es posible establecer un factor que explique satisfactoriamente el patrón espacial de humedad del suelo.

Para considerar la influencia combinada de los factores estudiados, se ha realizado un análisis de regresión lineal paso a paso, donde se considera la importancia de cada factor para ser incluido en un modelo que explique la mayor varianza de la humedad del suelo y elimine los factores que no contribuyen con nueva información al modelo (Cuadro 2). Los resultados muestran cómo las 4 variables que mejor predicen el comportamiento de la humedad del suelo en Arnás son la cobertura de vegetación, la textura del suelo y en menor medida la capacidad de campo (la mayor capacidad de retención de agua) y la curvatura “plana”, perpendicular a la pendiente (indica convergencia de flujo).

El resto de las variables no son consideradas como influyentes, explicando estos 4 factores el 70% del comportamiento de la variable dependiente, la humedad del suelo. La influencia de la cobertura vegetal en mejorar las condiciones físicas del suelo ha sido resaltada por varios autores, por mejorar su capacidad de infiltración, la capacidad de retención de agua y favorecer el contenido de humedad del suelo (*Marshall y Holmes*, 1988; *Francis et al.*, 1986; *Gomez-Plaza et al.*, 2000). La presencia de cobertura de vegetación en la cuenca de Arnás es por tanto

Cuadro 2. Resultado del análisis de regresión múltiple por pasos.

MODELO	R	R ²
1	0.556 ^a	0.309*
2	0.741 ^b	0.550*
3	0.794 ^c	0.631*
4	0.843 ^d	0.710*

* P<0.05

- a. Variables predictoras: Cobertura vegetal
- b. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm
- c. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm, 1/3 atmósfera
- d. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm, 1/3 atmósfera, Plan

uno de los factores más importantes de distribución de humedad del suelo frente a la escasa influencia que hasta ahora se ha visto del índice topográfico o de humedad. También hay que tener en cuenta que la vegetación se desarrolla en zonas donde la disponibilidad de agua es mayor, en orientaciones de umbría, en concavidades, en zonas de mayor profundidad de suelo (*Bergkamp, 1996; Puigdefábregas et al., 1998; Boer, 1999*), características topográficas representadas por las variables orientación y curvatura. Para analizar con mayor detalle la heterogeneidad de la cuenca y sobre todo tener en cuenta la estacionalidad del muestreo realizado durante tres años muy diferentes entre sí desde el punto de vista pluviométrico, se han tomado en cuenta la media de humedad del suelo para cada una de las estaciones del año (primavera, verano y otoño) de cada año de muestreo. Teniendo en cuenta que en el otoño de 1996 sólo se realizó un muestreo, lo hemos considerado insuficiente y tenemos en cuenta únicamente las estaciones restantes: verano de 1996, 1997 y 1998, otoño de 1997 y 1998 y primavera de 1997 y 1998 (figura 5). El verano de 1998 por otra parte no ha ofrecido resultados estadísticamente significativos.

Hay un contraste entre un verano de 1997 excepcionalmente húmedo frente al otoño del mismo año, donde se registra un descenso muy acusado de la disponibilidad de agua. En cuanto a los factores que influyen en el mayor o menor contenido de humedad del suelo considerando condiciones más húmedas o más secas, éstos cambian según la estación del año (Cuadro 3). La vegetación sigue siendo importante en prácticamente todas las estaciones, así como factores edáficos (textura y capacidad de retención de agua). En épocas húmedas, como otoño del 1997 y primavera de 1998, los factores edáficos y de topografía local (curvatura o forma de la ladera –cóncava o convexa– y orientación) son los factores más influyentes, variables topográficas relacionadas con la distribución del agua superficial en zonas húmedas. En las épocas secas como verano de 1996 y otoño de 1998 vuelve a ser la cobertura vegetal con su papel favorecedor de la capacidad de retención de agua uno de los factores más importantes.

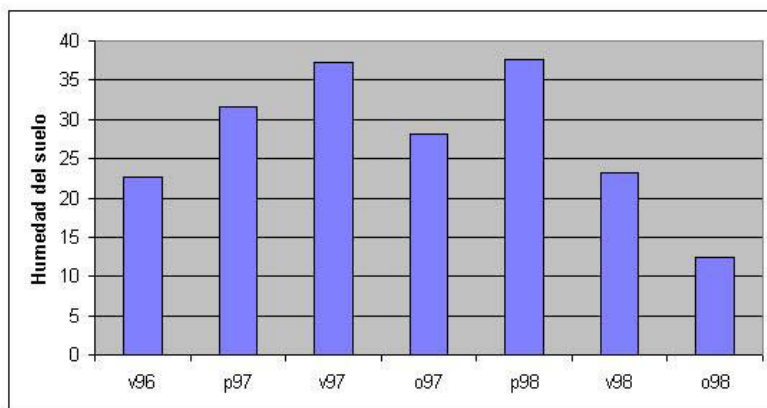


Figura 5. Evolución del contenido de humedad del suelo: valor medio por estación del año.

Cuadro 3. Resultado del análisis de regresión múltiple por pasos para cada estación del año considerado.

VERANO 1996

MODELO	R	R ²
1	0.642 ^a	0.412*
2	0.811 ^b	0.657*

* P<0.05

a. Variables predictoras: 0.05-2 mm

b. Variables predictoras: 0.05-2 mm, cobertura vegetal

VERANO 1997

MODELO	R	R ²
1	0.542 ^a	0.294*
2	0.715 ^b	0.511*
3	0.776 ^c	0.602*
4	0.836 ^d	0.698*

* P<0.05

a. Variables predictoras: Cobertura vegetal

b. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm

c. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm, 1/3 atmósfera

d. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm, 1/3 atmósfera, Plan

OTOÑO 1997

MODELO	R	R²
1	0.535 ^a	0.286*
2	0.777 ^b	0.604*
3	0.841 ^c	0.708*

* P<0.05

- a. Variables predictoras: 0.05-2 mm
- b. Variables predictoras: 0.05-2 mm, 1/3 atmósfera
- c. Variables predictoras: 0.05-2 mm, 1/3 atmósfera, curvatura

OTOÑO 1998

MODELO	R	R²
1	0.684 ^a	0.468*
2	0.763 ^b	0.582*

* P<0.05

- a. Variables predictoras: Cobertura vegetal
- b. Variables predictoras: Cobertura vegetal, radiación solar

PRIMAVERA 1997

MODELO	R	R²
1	0.600 ^a	0.360*
2	0.766 ^b	0.586*

* P<0.05

- a. Variables predictoras: Cobertura vegetal
- b. Variables predictoras: Cobertura vegetal, 0.05-2 mm

PRIMAVERA 1998

MODELO	R	R²
1	0.614 ^a	0.378*
2	0.702 ^b	0.493*

* P<0.05

- a. Variables predictoras: 1/3 atmósfera
- b. Variables predictoras: 1/3 atmósfera, orientación

CONCLUSIONES

Considerando todos los puntos y la media de las 54 medidas de humedad a lo largo de tres años de muestreo, los resultados apuntan a un control de la humedad del suelo por parte de variables edáficas y de vegetación, coincidiendo con los resultados de trabajos realizados en ambientes semi-áridos.

Aunque tener en cuenta el reparto estacional de la humedad ha dado resultados más detallados de los factores que intervienen en la distribución espacio-temporal, la heterogeneidad topográfica del área de estudio, como se ha mencionado previamente, sugieren la necesidad de realizar análisis más detallados donde se tenga en cuenta la localización de los puntos de muestreo en la orientación de umbría, con condiciones topográficas y edáficas favorables a la cobertura vegetal, infiltración y retención de agua, y de solana, con menor presencia de vegetación y suelos menos desarrollados de cara a obtener más información y más detallada del patrón de distribución espacio-temporal de la humedad del suelo.

REFERENCIAS:

- Barling, R.D., Moore, I.D., Grayson, R.B., (1994): A quasi-dynamic wetness index for characterizing the spatial distribution of zones of surface saturation and soil water content. *Water Resources Research* 30, 1029-1044.
- Beckett, P.H.T. y Webster, R. (1971): "Soil variability: a review". *Soils and Fertilizers* 34, 1-15.
- Bergkamp, G., (1996): *Mediterranean geoecosystems. Hierarchical organisation and degradation*. PhD Thesis, University of Amsterdam, 238 pp.
- Beven, K.J. y Kirkby, M. (1979): "A physical based variable contributing area model of basin hydrology." *Hydrological Sciences Bulletin* 24, 43-79.
- Boer, M.M., (1999): *Assessment of dryland degradation. Linking theory and practice through site water balance modelling*. PhD Thesis, University of Utrecht, 291 pp.
- Burt, T.P. y Butcher, D.P. (1985): "Topographic controls of soil moisture distributions." *Journal of Soil Science* 36, 469-486.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Domingo, F. (2003): "Temporal and spatial patterns of soil moisture in semi-arid badlands of SE Spain." *Journal of Hydrology* 285(1-4): 199-214.
- Castillo, V. M., Gómez-Plaza, A., Martínez-Mena, M. (2003): "The role of antecedent soil water content in the runoff response of semiarid catchments: a simulation approach." *Journal of Hydrology* 284: 114-130.
- Crave, E., Gascuel-Oudou, C., (1997): The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes* 11, 203-210.
- Fitzjohn, C., Ternan, J.L., Williams, A.G. (1998): "Soil moisture variability in a semi-arid gully catchment: implications for runoff and erosion control." *Catena* 32, 55-70.
- Francis, C.F., Thornes, J.B., Romero Díaz, A., López Bermúdez, F., Fisher, G.C., (1986): Topographic control of soil moisture, vegetation cover and land degradation in a moisture stressed Mediterranean environment. *Catena* 13, 211-225.
- Gomez-Plaza, A., Alvarez-Rogel, J., Albaladejo, J., Castillo, V.M. (2000): "Spatial patterns and temporal stability of soil moisture across a range of scales in a semi-arid environment." *Hydrological processes* 14: 1261-1277.

- Gomez-Plaza, A., Martínez Mena, M., Albaladejo, J., Castillo, V.M. (2001): "Factors regulating spatial distribution of soil water content in small semiarid catchments." *Journal of Hydrology* 253: 211-226.
- Grayson, R. B., Western, A.W., Chiew, F.H.S.(1997): "Preferred states in spatial soil moisture patterns: local and non local controls". *Water Resources Research* 33: 2897-2908
- Marshall, T.J., Holmes, J.W., (1988): *Soil Physics*, 2nd edn. Cambridge University Press; Cambridge, 374 pp.
- Moore, I.D., Burch, G.J., Mackenzie, D.H., (1988): Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *American Society of Agricultural Engineers* 31, 1098-1107.
- O'Loughlin, E.M., (1986): Predictions of surface saturation zones in natural catchments by topographic analysis. *Water Resources Research* 22, 794-804.
- Pons, X. (1996): Estimación de la radiación solar a partir de modelos digitales de elevaciones. Propuesta metodológica. *VII Coloquio de Geografía Cuantitativa, sistemas de información geográfica y tele-deteccion*, Vitoria-Gasteiz.
- Puigdefábregas, J., del Barrio, G., Boer, M., Gutiérrez, L., Sole, A., (1998): Differential responses of hillslope elements to rainfall events in a semi-arid area. *Geomorphology* 23, 337-351.
- Rodríguez-Iturbe, I., D'Odorico, P., Porporato, A., Ridolfi, L., (1999): On the spatial and temporal links between vegetation, climate and soil moisture. *Water Resources Research* (12), 3709-3722.
- Seeger, M., Errea, M.P., Beguería, S., Arnáez, J., Martí, C., García-Ruiz, J.M. (2004): "Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteric loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrenees." *Journal of Hydrology* 288: 299-311.
- Western, A. W., Zhou, Sen-lin, Grayson, R.B., McMahon, T.A., Blöschl, G., Wilson, D.J. (2004): "Spatial correlation of soil moisture in small catchment and its relationship to dominant spatial hydrological processes." *Journal of Hydrology* 286: 113-134.
- Western, A.W., Grayson, R.B., Blöschl, G., Willgoose, G.R., McMahon, T.A., (1999): Observed spatial organization of soil moisture and its relation to terrain indices. *Water Resources Research* 35, 797-810.
- Yair, A., Danin, A., (1980): Spatial variation in vegetation as related to the soil moisture regime over and arid limestone hillside, northern Negev, Israel. *Oecologia* 47, 83-88.
- Zang, T. Y Berndtsson, R. (1988): "Temporal patterns and spatial scale of soil water variability in a small humid catchment." *Journal of Hydrology* 104, 111-128.

Estimación de la humedad del suelo a partir de la señal de radar (*ERS-Scatterometer*): experiencia, resultados y aplicaciones en la Cuenca del Duero (España)

A. Ceballos Barbancho, J. Martínez Fernández, S. Casado Ledesma, C. Morán Tejada y V. Hernández Santana

Departamento de Geografía, Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Salamanca, C/ Cervantes, 3, 37002 Salamanca.

RESUMEN

La aplicación de las imágenes de radar en el ámbito de las Ciencias de la Tierra ha experimentado un especial desarrollo a partir de la década de los 90 del siglo pasado, con la puesta en funcionamiento de diversos satélites. Entre ellos destacan los satélites ERS-1 y ERS-2 (European Remote Sensing Satellite), siendo una de sus aplicaciones posibles la estimación de la humedad del suelo. El conocimiento del volumen de agua en el suelo tiene un gran interés debido a su implicación en diversos procesos operativos en el medio físico y como variable de diagnóstico en un futuro escenario de cambio climático. Los métodos convencionales de medición directa de la humedad del suelo sólo permiten el análisis de la distribución espacial y evolución temporal de la humedad a escala local, mediante muestreos intensivos en áreas reducidas. Por ello, una alternativa a tener en cuenta es la utilización de la información procedente de sensores remotos que cubran extensas superficies de terreno permitiendo plantear soluciones al problema que supone la alta variabilidad espacio-temporal de la humedad.

En este trabajo se explican las ventajas que supone tener redes de medición directa de la humedad del suelo para validar técnicas de adquisición basadas en la teledetección y se

presentan los resultados obtenidos de las experiencias llevadas a cabo para estimar la humedad edáfica aplicando el Soil Water Index, derivado de la señal del satélite ERS-Scatterometer; y mediciones directas aplicando la técnica TDR (Time Domain Reflectometry). Para ello se ha utilizado una red de 20 estaciones de medición de la humedad del suelo distribuidas en una superficie de 1.285 km² en el sector central de la cuenca del Duero. El coeficiente de correlación hallado ha sido significativo ($R = 0,87$), con un bajo sesgo (1,4 %) entre estimaciones y mediciones. La bondad de los resultados obtenidos invita a la aplicación de la metodología utilizada a zonas más amplias siempre que se disponga de una información básica sobre las variables hídrico-edáficas, a partir de mediciones en zonas experimentales.

Palabras Clave: *Humedad del suelo, ERS-Scatterometer, Soil Water Index, Time Domain Reflectometry, cuenca del Duero.*

ABSTRACT

The application of radar images in the field of the Earth Sciences has undergone a spectacular increase as from the nineties and several satellites have been set up to cater for such needs. Among them of special interest are the ERS-1 and ERS-2 (European Remote Sensing Satellites). One possible application is the estimation of soil moisture. Knowledge of the volume of water in the soil is of special interest owing to its involvement in different operative processes in the physical medium and as a diagnostic variable in a future scenario of climate change. Conventional methods of direct measurement of soil moisture only allow the analysis of the spatial distribution and temporal evolution of soil moisture, by intensive sampling in reduced areas. Accordingly, an alternative to be considered is the use of information coming from remote sensors that cover extensive areas, allowing the possibility of solving practical problems due to the high spatio-temporal variability of soil moisture.

Here we report the advantages derived from having available networks for in situ measurement of soil moisture for validating acquisition techniques based on remote sensing, and we describe the results obtained in experiments carried out to estimate soil moisture by applying the Soil Water Index, derived from the signal of the ERS-scatterometer and direct measurements obtained by applying the TDR (Time Domain Reflectometry) technique. To accomplish this, a network of 20 moisture-measuring station was used; these stations are distributed over an area of 1,285 Km² in the central sector of the Duero Basin. The correlation coefficient found was significant ($R=0.87$), with little bias (1.4%), among estimations and measurements. The goodness of the results obtained suggests that the methodology used could be applied to other larger zones, as long as basic information about the hydro-pedological variables, obtained from measurements taken in experimental zones, is available.

Key Words: *Soil moisture, ERS-Scatterometer, Soil Water Index, Time Domain Reflectometry, Duero basin.*

INTRODUCCIÓN

La utilización de las imágenes de radar en el desarrollo de las Ciencias de la Tierra ha experimentado un especial desarrollo a partir de la década de los 90 del siglo pasado con la puesta en funcionamiento de diversos satélites. Entre las aplicaciones más desarrolladas destacan: clasificación de la cubierta superficial del suelo (i.e. *Ahern et al.*, 1993; *Lemoine et al.*, 1994), medición de la cubierta y biomasa vegetal (i.e. *Dobson et al.*, 1995; *Kasischke et al.*, 1995); delimitación de la extensión y dinámica de los humedales (i.e. *Morrissey et al.*, 1994), determinación de la variabilidad espacio-temporal del hielo en altas latitudes (i.e. *Meade et al.*, 1999) o la estimación de la humedad del suelo (i.e. *Wagner et al.*, 1999; *Quesney et al.*, 2000).

El conocimiento del contenido de agua en el suelo tiene un enorme interés aplicado por su implicación directa en una apreciable variedad de procesos relativos al funcionamiento del medio físico: geomorfológicos, hidrológicos, edafológicos, ecológicos, climáticos, agronómicos, etc. En un futuro escenario de cambio climático (*IPCC*, 2001), la humedad del suelo puede ser una variable clave de diagnóstico debido a su dependencia de temperatura y precipitación.

Los diversos métodos convencionales de medición directa en el campo (gravimétrico, sonda de neutrones, TDR –Time Domain Reflectometry–, etc.) suelen restringirse al análisis de la distribución espacial y evolución temporal a escala local, mediante muestreos intensivos en áreas que excepcionalmente superan el umbral de 1 km² (*Martínez-Fernández y Ceballos*, 2003). De manera complementaria, la teledetección permite un análisis de la variable a escala regional, integrando la variabilidad característica de la humedad a escala local, con una apreciable frecuencia temporal (*Schmugge et al.*, 2002). No obstante, a la hora de aplicar cualquier técnica de medición y estimación de la humedad del suelo, basada en la teledetección, un requisito indispensable es disponer de una base de datos con garantías, con el objetivo de poder validar los resultados obtenidos.

Los objetivos del presente trabajo son: i) Analizar las características que deben cumplir las zonas experimentales utilizadas para calibrar y validar técnicas de estimación de la humedad del suelo a partir de sensores remotos. ii) Presentar los resultados obtenidos tras comparar las estimaciones de humedad edáfica aplicando denominado *Soil Water Index*, derivado del ERS-Scatterometer, y mediciones directas aplicando la técnica TDR. iii) Discutir la posible aplicación de la metodología utilizada a zonas más amplias, pasando de una escala local (< 50 km) a una escala regional (> 400 km).

MÉTODOS Y TÉCNICAS

Time Domain Reflectometry (TDR) y Soil Water Index (SWI)

Para la medición de la humedad del suelo directamente en el campo se ha utilizado la técnica TDR (*Time Domain Reflectometry*), ampliamente difundida a partir de la década de los 80 del siglo pasado. *Topp et al.* (1980), *Topp y Davis* (1985), *Dasberg y Dalton* (1985), esta-

blecieron los principios que relacionaban la constante dieléctrica del suelo (ϵ_p) con el volumen de agua (θ) contenido en sus poros. El principio se fundamenta en el alto valor de la constante dieléctrica del agua (80), frente a la de otros elementos como el aire (1) y las fracciones mineral y orgánica (entre 3 y 7) presentes en el suelo. La técnica se basa en la correlación existente entre el tiempo de tránsito de una onda electromagnética introducida en el suelo, la constante dieléctrica de éste y el contenido volumétrico de humedad (Cassel *et al.* 1994). Topp *et al.* (1980), a partir de la experimentación con un amplio rango de materiales porosos y contenidos de humedad, obtuvieron la siguiente ecuación empírica que relaciona ϵ_p y el contenido de humedad volumétrica del suelo, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$):

$$\theta = -5.3 \times 10^{-2} + 2.92 \times 10^{-2} \epsilon_p - 5.5 \times 10^{-4} \epsilon_p^2 + 4.3 \times 10^{-6} \quad (1)$$

En la experiencia llevada a cabo en la cuenca del Duero se ha utilizado un ecómetro modelo Tektronix® 1502C para emitir el impulso eléctrico en el suelo y recibir la respuesta del mismo. Una sonda de doble varilla, con base de poliamida y cable coaxial de 50 ohm, cuya descripción puede consultarse en detalle en Martínez Fernández y Ceballos (2001a), ha servido para guiar la onda electromagnética dentro del medio poroso del suelo.

La estimación de la humedad superficial del suelo mediante las imágenes de radar se fundamenta en el mismo principio físico que las mediciones obtenidas aplicando la técnica TDR, es decir, en la relación existente entre las propiedades dieléctricas del suelo y su contenido de agua (Giacomelli *et al.*, 1995). Ello ha derivado en una prolífica investigación con el objetivo de utilizar las imágenes de radar para medir la humedad superficial del suelo en diferentes escalas espacio-temporales (Ulaby, 1998).

El dispositivo para la aplicación de la técnica consiste en un sensor remoto dotado de una antena de radar que transmite una onda electromagnética y al mismo tiempo recibe la señal de retorno cuya intensidad dependerá de las características específicas de la superficie sobre la cual la señal incide. A partir de la respuesta del medio que se analice puede elaborarse un “coeficiente de respuesta” (*backscattering coefficient*) σ^0 , con el cual estimar el contenido de humedad del suelo. Este coeficiente (σ^0) suele expresarse en decibelios (dB) y puede experimentar una variación de al menos 8 dB comparando los valores de un suelo seco con la respuesta de un suelo saturado (Narayanan y Hirsave, 2001).

Entre 1992 y comienzos de 2001, han estado operativos los satélites ERS-1 y ERS-2, (ERS, *European Remote Sensing Satellite*) dependientes de la Agencia Espacial Europea. En el presente estudio se ha utilizado la señal del sensor ERS-Scatterometer, que opera con una longitud de onda de 5,3 GHz (banda-C), ofreciendo una resolución espacial de 50 km y una resolución temporal de 3-4 días. Otros sensores, como los denominados SAR (*Synthetic Aperture Radar*), tienen la ventaja de permitir obtener una mayor resolución espacial, aunque los intervalos de medición (escala temporal) son muchos más amplios.

Una amplia descripción de la utilización de las imágenes ERS-Scatterometer para la estimación del contenido de humedad en el suelo puede consultarse en Wagner (1998) y Wagner *et al.* (1999). No obstante, los principios básicos en los que se basan parte del análisis y de los resultados del presente estudio se exponen a continuación.

La estimación se lleva a cabo a partir del cálculo de m_s , que es un valor relativo de la humedad superficial del suelo comprendido entre 0 % (suelo totalmente seco) y 100 % (suelo totalmente saturado) y se obtiene directamente de la señal o coeficiente de respuesta del radar:

$$m_s = \frac{\sigma^0(40, t) - \sigma_{dry}^0(40, t)}{\sigma_{wet}^0(40, t) - \sigma_{dry}^0(40, t)} \quad (2)$$

donde $\sigma^0(40, t)$ es el coeficiente de respuesta del radar con un ángulo de incidencia de 40°; $\sigma_{dry}^0(40, t)$ es el coeficiente de respuesta del radar con un ángulo de incidencia de 40° y suelos totalmente secos y $\sigma_{wet}^0(40, t)$ es el coeficiente de respuesta del radar con un ángulo de incidencia de 40° y suelos próximos al estado de saturación; siendo t el momento de la medición.

El resultado de la aplicación de la ecuación anterior tiene una serie de limitaciones. Por un lado, el valor m_s es un valor relativo de humedad, que en absoluto permite cuantificar el volumen de agua contenida en el suelo. Por otro, los coeficientes de respuesta del radar sólo penetran 5 cm en el suelo, por lo que el dato obtenido corresponde al estado del horizonte superficial del perfil edáfico.

Para inferir, a partir de este dato, el contenido de agua en el conjunto del perfil, *Wagner et al.* (1999) elaboraron el denominado Soil Water Index (SWI) que utiliza un modelo simple de transmisión de flujo entre un horizonte base en el perfil edáfico, que actúa como reserva de humedad, y un horizonte más superficial. El modelo no considera el proceso de transpiración y asume que la conductividad hidráulica del suelo es constante. En este modelo de transmisión de flujo, el parámetro T es el período de tiempo característico y depende de la profundidad del perfil, en donde se almacena la humedad, y de la pseudodifusividad, que es una constante que expresa la mayor o menor facilidad del suelo para transmitir agua y que dependerá de sus propiedades físicas. Realmente, el parámetro T pondera la influencia de los valores previos de humedad sobre el valor que se mide en un determinado momento (t). Existe una relación positiva entre T y profundidad del perfil y negativa entre T y pseudodifusividad.

$$SWI(t) = \frac{\sum_i m_s(t_i) e^{-(t-t_i)/T}}{\sum_i e^{-(t-t_i)/T}} \quad (3)$$

para $t_i \leq t$, donde m_s es la humedad del suelo estimada del ERS-Scatterometer en el momento t_i . El SWI correspondiente a un determinado momento (t) es calculado si al menos hay una medición del ERS-Scatterometer en el intervalo de tiempo ($t-T, t$) y al menos tres medidas en el intervalo de tiempo ($t-5T, t$).

Al igual que en el caso de m_s , el SWI también es un indicador de la tendencia del contenido de humedad en el perfil con un rango comprendido entre 0 y 1. Por ello, considerando una serie de parámetros específicos de cada tipo de suelo, obtenidos en el laboratorio, puede expresarse el volumen de agua del suelo en términos de cantidad de agua disponible para las plantas (CAU) como porcentaje de humedad volumétrica (%). Los parámetros considerados son el valor de humedad a capacidad de campo (θ_{cc}), la capacidad total de agua en el perfil del

suelo o estado de saturación (θ_{sat}) y el valor de humedad en el punto de marchitamiento (θ_{pm}), siendo (t) el momento de la medición.

$$CAU(t) = SWI(t) \left(\frac{\theta_{cc} + \theta_{sat}}{2} - \theta_{pm} \right) \quad (4)$$

La Red de Estaciones de Medición de la Humedad del Suelo de la Universidad de Salamanca (REMEDHUS)

REMEDHUS ocupa una extensión de 1285 km² en el sector central de la cuenca del Duero (Figura 1), en la confluencia de las provincias de Salamanca, Valladolid y Zamora. La precipitación media es inferior a los 400 mm anuales y la temperatura media anual oscila en torno a los 12° C, tratándose de un clima mediterráneo semiárido con ciertos matices continentales (Luengo *et al.*, 2002). Los suelos más abundantes son luvisoles y cambisoles, con un predominio de la fracción arena en los primeros centímetros del perfil, y una mayor presencia de limo y arcilla conforme aumenta la profundidad. La altitud media del territorio oscila entre 700 y 900 m y la pendiente media de las laderas no excede el 10 %. La mayor parte del territorio está ocupada por cultivos de secano (cereal y viñedo).

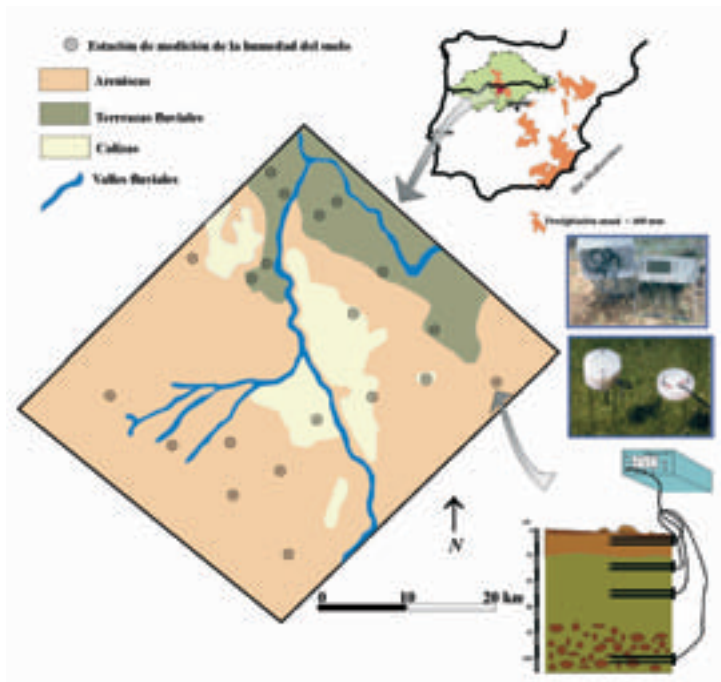


Figura 1. Diseño experimental de REMEDHUS: Mapa de localización del área de estudio, distribución espacial de las estaciones de medición de la humedad del suelo utilizadas en este trabajo y de las principales unidades de paisaje y disposición de las sondas TDR en el perfil edáfico. La fotografía superior muestra un detalle del ecómetro y la fotografía inferior el diseño de la sonda TDR utilizada.

REMEDHUS está compuesta por un total de 23 estaciones (en este trabajo se han utilizado 20) de medición de humedad instaladas durante el mes de marzo de 1999 (Martínez-Fernández y Ceballos, 2003) y plenamente operativas en la actualidad. Cada estación cuenta con un total de 4 sondas TDR insertadas en posición horizontal a 5, 25, 50 y 100 cm respectivamente (Figura 1). Las mediciones de humedad del suelo se iniciaron en el mes de junio de 1999, una vez estabilizado el perfil, a intervalos quincenales. La distribución de las estaciones se hizo atendiendo a criterios edafológicos, topográficos, de usos del suelo, etc. Aunque el contexto bioclimático es el mismo, todas las estaciones son independientes desde una perspectiva hidrológica.

En relación con la utilización de REMEDHUS para las calibrar y validar métodos de estimación de la humedad del suelo, basados en sensores remotos como el radar, el diseño experimental puesto en funcionamiento presenta una serie de ventajas que pueden resumirse en los siguientes puntos:

i) Ofrece una serie continua de datos correspondientes a 5 años con un total de más de 11000 mediciones, atendiendo a una variedad de escenarios de acuerdo a la evolución de las variables climáticas: veranos secos y calurosos con una alta tasa de evapotranspiración potencial, veranos calurosos con frecuencia de tormentas, inviernos suaves y lluviosos, inviernos fríos y secos, períodos de transición, etc. (Figura 2).

ii) El fundamento físico de las mediciones de humedad de la técnica TDR es similar al de las estimaciones del radar, minimizándose, de este modo, el margen de error atribuible a la técnica empleada.

iii) El número de estaciones, y la superficie sobre la que se distribuyen, permiten analizar la importancia de la escala espacial en las mediciones de humedad (i.e. representatividad de las mediciones del satélite utilizando diferentes tamaños de píxel).

iv) La base de datos de REMEDHUS no sólo se limita al contenido de humedad de agua en

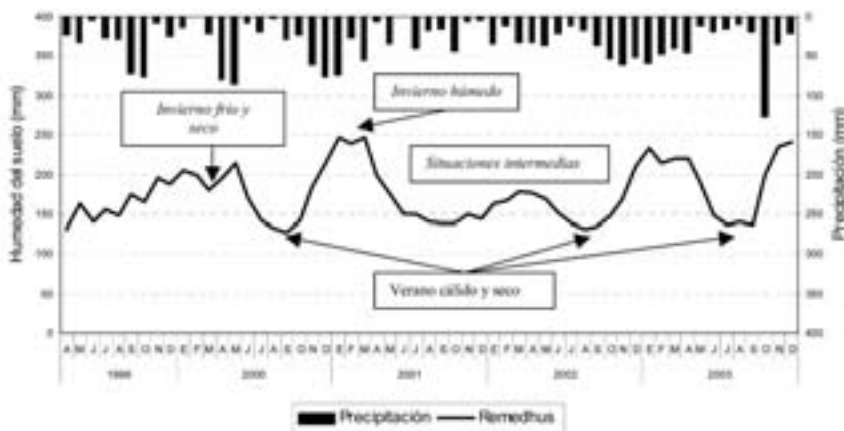


Figura 2. Evolución del contenido medio de agua en el suelo y de las precipitaciones entre abril de 1999 y diciembre de 2003 en REMEDHUS.

el suelo. También existe una completa información, correspondiente a cada una de las 23 estaciones de medición de humedad y a cada una de las profundidades en donde se han insertado las sondas TDR, referida a las propiedades físicas (textura, porosidad y densidad aparente), biológicas (materia orgánica) e hidrodinámicas (conductividad hidráulica saturada y curva de retención hídrica) del suelo, muy valiosa a la hora de explicar la variabilidad espacio-temporal del contenido de agua edáfica.

EXPERIENCIA, RESULTADOS Y APLICACIONES

Estimación de la humedad del suelo aplicando el Soil Water Index

En un trabajo previo (Ceballos *et al.*, en prensa), se desarrolla una completa explicación de todos los aspectos relativos a las fases de calibración y, sobre todo, de validación del Soil Water Index utilizando la base de datos disponible de REMEDHUS. Debido a que el Soil Water Index expresa la humedad en términos de agua disponible para las plantas, un primer paso fue la generación de una base de datos con los valores medios de agua disponible correspondiente a cada perfil en cada uno de los días de medición. Para ello, en cada uno de los niveles de profundidad se restó al valor de humedad el valor correspondiente en el punto de marchitamiento. Considerando la media de las 20 estaciones de control no afectadas por el nivel freático, pudo obtenerse un valor promedio, correspondiente al conjunto de la zona, con el cual comparar el dato referente al píxel del ERS-Scatterometer (Figura 3). A partir de esta comparación puede evaluarse la integración, por parte de la imagen del satélite (píxel de 50 x 50 km), de la variabilidad espacial de la humedad de la humedad a escala local, dependiente de la topografía, uso del suelo, vegetación, características físicas del suelo, etc. La variabilidad espacial se reflejará en la diferencia de valores entre las distintas estaciones y quedará integrada en el valor medio de CAU,

$$CAU_{TDR}(k) = \frac{\sum_{i=1}^{20} cau_i}{20} \quad (5)$$

donde cau_i es la cantidad de agua útil para las plantas correspondiente a la estación i y k es la profundidad.

En el análisis comparativo entre los valores de agua disponible para las plantas observados directamente en REMEDHUS y los estimados a partir de la aplicación del *Soil Water Index* (Figura 4) se utilizó un conjunto de 43 pares de datos, correspondientes al período comprendido entre el inicio de la toma de datos en REMEDHUS (junio de 1999) y el cese en el funcionamiento del ERS-2 Scatterometer (febrero de 2001). Para la aplicación de la ecuación 3 se utilizaron los valores medios correspondientes a θ_{cc} , θ_{sat} y el θ_{pm} , a partir de las curvas de retención hídrica, en los diferentes niveles de medición de cada uno de los perfiles. Los mejores resultados en la comparación se obtienen utilizando un valor de $T = 50$ días en la ecuación 3, con un coeficiente de correlación muy significativo ($R = 0,87$), un sesgo bajo (1,4 %) y un valor del 2,2 % en la raíz del error cuadrático medio. El alto valor de T utilizado en la cuenca

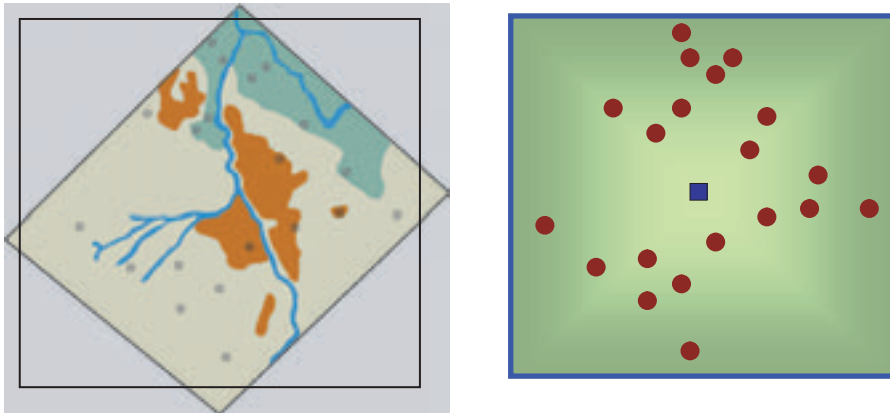


Figura 3. Distribución de las estaciones de REMEDHUS dentro de un píxel del ERS-Scatterometer. Mientras el satélite utiliza la señal reflejada por un píxel con una superficie de 2500 km², cuyo punto central corresponde al cuadrado, el valor medio de las 20 estaciones de REMEDHUS (puntos) refleja el efecto de los factores locales (topografía, características edáficas, usos del suelo, etc.) sobre el valor de humedad medido en cada intervalo.

del Duero indica una apreciable baja variabilidad temporal de la humedad que se debe al efecto de las diferencias texturales a lo largo del perfil edáfico sobre su volumen de agua. La fracción arenosa, característica de los primeros centímetros del perfil, siempre registrará valores de humedad bajos como consecuencia de su menor capacidad de retención y mayor conductividad hidráulica. Sin embargo, las fracciones más finas habituales en la parte inferior del perfil y la discontinuidad hidráulica, que siempre supone un cambio textural, serán los factores responsables de la conservación de un valor de humedad relativamente estable a lo largo del tiempo.

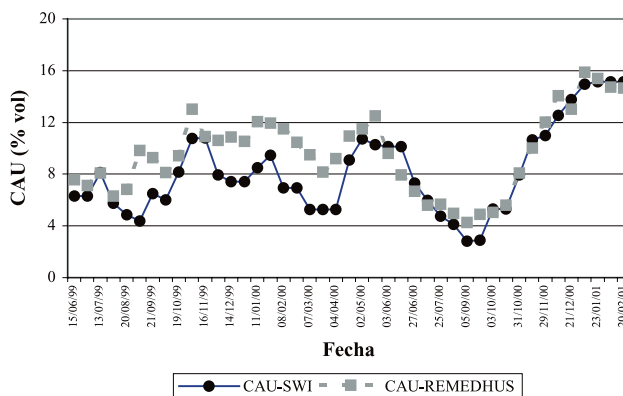


Figura 4: Evolución temporal de la cantidad media de agua útil para las plantas correspondiente al conjunto de estaciones de REMEDHUS y el valor estimado a partir de la aplicación del *Soil Water Index* (SWI).

En *Ceballos et al.* (en prensa) se muestra que las diferencias entre los valores observados y estimados va a depender de la mayor o menor homogeneidad de las propiedades físicas e hídricas de los suelos a lo largo del perfil. En la medida en que las propiedades del horizonte más superficial, lugar receptor de la señal del satélite, se asemejen a las del resto del perfil el ajuste será mayor. En el caso de perfiles heterogéneos, con discontinuidad hidráulica, las diferencias serán mayores.

El análisis de la evolución temporal de la humedad medida y estimada (Figura 4), muestra una mayor separación entre las líneas en la primera mitad del período de observación (desde el 15-06-99 hasta el 04-04-00) respecto a la segunda mitad (desde el 18-04-00 hasta el 20-02-01), en donde el trazado de las líneas se superpone en algunos tramos. Los resultados dan un valor moderado del coeficiente de correlación en el primer caso ($R = 0,66$), mientras que en el segundo caso el coeficiente de correlación es muy alto ($R = 0,98$). En las circunstancias en que la evolución de las variables climáticas sólo afecte al horizonte más superficial del perfil edáfico, de cuyo estado depende el coeficiente de respuesta de la señal del radar, mayores serán las diferencias entre el dato estimado por el satélite y el medido en el campo. Durante los meses del primer período, el valor de humedad de la base del perfil apenas registró variaciones significativas, mientras las oscilaciones en la superficie del mismo fueron mayores. Sin embargo, en el segundo período, tanto las escasísimas precipitaciones del verano y sus elevadas tasas de evapotranspiración, como las abundantes precipitaciones del invierno, con una moderada evapotranspiración, afectaron por igual al contenido de humedad de todos los horizontes del suelo.

Aplicaciones en la zona de estudio: el cambio de escala

En un escenario global de probable cambio climático (*Ayala Carcedo e Iglesias, 2000; IPCC, 2001*), es fundamental el desarrollo de estudios sobre la dinámica espacio-temporal de la humedad del suelo debido a que es una variable integradora de los cambios que se produzcan en precipitaciones, temperatura y evapotranspiración. Por ello, las experiencias realizadas en REMEDHUS abren una línea de investigación de notable interés en relación con la estimación de la humedad del suelo a escala regional, a partir de la validación realizada a escala local (1285 km²) y siguiendo la secuencia metodológica propuesta en la figura 5. El buen coeficiente de correlación obtenido entre la cantidad de agua útil medida en el campo y la estimada a partir del *Soil Water Index* invita a aplicar la técnica a otras áreas de la cuenca del Duero, similares a la estudiada desde un punto de vista fisiográfico, o bien al conjunto de la misma (con una superficie aproximada de 98.000 km²), lo cual significaría un cambio de orden importante.

El trabajo de *Martínez Fernández y Ceballos (2001b)* muestra la posibilidad de estimar, con una apreciable bondad desde un punto de vista estadístico, un número suficiente de valores característicos de la curva de retención hídrica mediante funciones de edafotransferencia utilizando como variables predictoras propiedades físicas del suelo de medición sencilla (textura, densidad aparente y materia orgánica). Ello permitiría estimar (con un bajo coste de tiempo y dinero) los valores de θ_{cc} , θ_{sat} y θ_{pm} necesarios para aplicar el *Soil Water Index* y poder de esta manera afrontar el estudio de la variabilidad del contenido de agua disponible para las plantas a

escala regional. Este cambio de escala facilitaría la estimación del contenido de agua en el suelo, lo cual contribuiría a una mejor gestión de los recursos hídricos en una cuenca hidrográfica que va a experimentar una disminución importante en su volumen de agua embalsada a medio plazo (Ayala Carcedo e Iglesias, 2000) y la inclusión de la humedad del suelo en los modelos de circulación regional diseñados para predecir la evolución del clima en las próximas décadas a una escala manejable (Noguer, 2000).

Con un enfoque espacio-temporal diferente, e incorporando en el análisis la estabilidad temporal de la humedad del suelo (Martínez-Fernández y Ceballos, 2003), se podría continuar la línea de investigación emprendida utilizando algoritmos derivados de sensores tipo SAR (Synthetic Aperture Radar) que ofrecen una alta resolución espacial (hasta 25 m), aunque el intervalo temporal de las mediciones sea sensiblemente superior al del ERS-Scatterometer (unos 30 días).

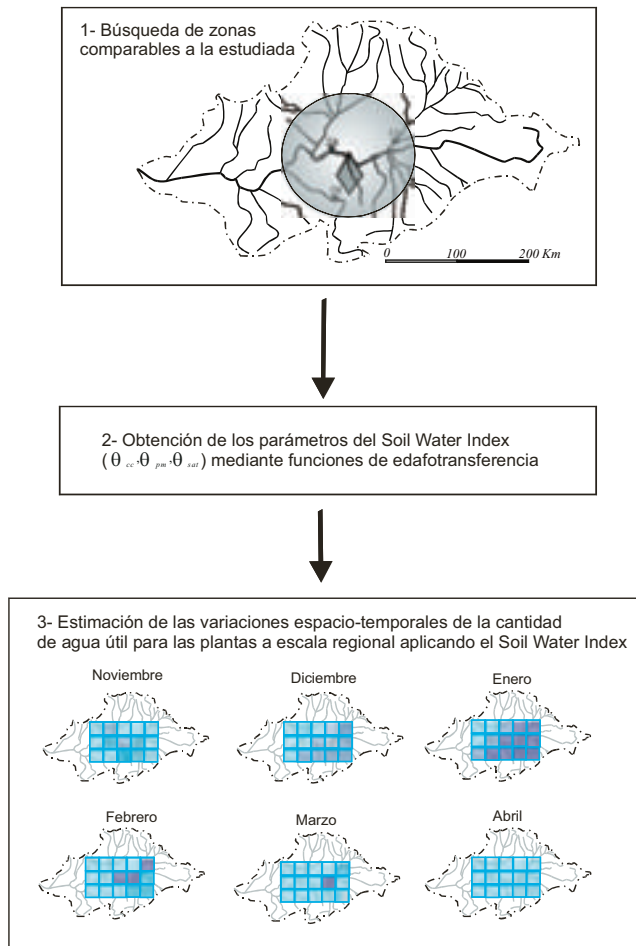


Figura 5. Aplicación del SWI para la estimación de la cantidad de agua útil para las plantas a partir de los resultados expuestos en el presente trabajo.

CONCLUSIONES

Los resultados presentados en este trabajo avalan la necesidad de contar con redes de medición de la humedad del suelo de carácter permanente, para calibrar y validar técnicas de adquisición de datos derivadas de la señal de sensores remotos. Una distribución espacial coherente de las estaciones de medición es esencial para poder integrar la variabilidad espacial de la humedad del suelo en la superficie de control correspondiente al radar (tamaño de píxel). La duración del período de medición deber ser suficiente para analizar el comportamiento de la señal del radar en diferentes escenarios climáticos, máxime en ambientes como los mediterráneos, caracterizados por una apreciable irregularidad en la cantidad e intensidad de las precipitaciones.

La comparación entre la humedad del suelo estimada aplicando el Soil Water Index, obtenido a partir de la señal del ERS-Scatterometer, y la observada en el campo, aplicando la técnica TDR, ha dado resultados satisfactorios. Este hecho invita a pensar en diseños experimentales que posibiliten la aplicación de esta metodología considerando otras escalas espacio-temporales.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación recibida del Ministerio de Ciencia y Tecnología y de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, en el marco de los proyectos REN2003-00381 y SA016/03 respectivamente.

REFERENCIAS

- Ahern, F.J.; Leckie, D.G. y Drieman, J.A. (1993): "Seasonal changes in relative C-band backscatter of northern forest cover types". *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, Vol. 31, pp. 668-680.
- Ayala-Carcedo, F. J. e Iglesias, A. (2000): "Impactos del posible cambio climático sobre los recursos hídricos, el diseño y la planificación hidrológica en la España peninsular". *El Campo de las Ciencias y las Artes*, Vol. 137, pp. 201-222.
- Cassel, D.K.; Kachanoski, R.G. y Topp, G.C. (1994): "Practical consideration for using a TDR cable tester". *Soil Technology*, Vol. 7, pp. 113-126.
- Ceballos, A.; Scipal, K.; Wagner, W. y Martínez-Fernández, J. (en prensa): Validation of ERS-Scatterometer-derived soil moisture data in the central part of the Duero basin, Spain. *Hydrological Processes*.
- Dasberg, S. y Dalton, F.N. (1985): "Time Domain Reflectometry measurements of soil water content and electrical conductivity". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 49, pp. 293-297.
- Dobson, M.C.; Ulaby, F.T.; Pierce, L.E.; Sharik, T.L.; Bergen, K.M.; Kellndorfer, J.; Kencha, J.R.; Li, E.; Lin, Y.C.; Nashashibi, A.; Sarabandi, K. y Siqueira, P. (1995): "Estimation of forest biomass characteristics in northern Michigan with SIR-C/XSAR data". *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, Vol. 33, pp. 877-894.

- Giacomelli, A.; Bacchiega, U.; Troch, P.A. y Mancini, M. (1995): "Evaluation of surface soil moisture distribution by means of SAR remote sensing techniques and conceptual and hydrological modeling". *Journal of Hydrology*, Vol. 166, pp. 445-459.
- IPCC (2001): Climatic Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. *Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. En J. McCarthy, O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken & K.S. White (Eds). Cambridge University Press, United Kingdom. 1032 pp.
- Kasischke, E.S.; Melack, J.M. y Dobson, M.C. (1997): The use of imaging radars for ecological applications.- A review. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 59, pp. 141-156.
- Lemoine, G.G.; De Grandi, G.F. y Sieber, A.J. (1994): "Polarimetric contrast classification of agricultural fields using MAESTRO 1 AIRSAR data". *Int. J. Remote Sens.*, Vol. 15, pp. 2851-2869.
- Luengo Ugidos, M.A.; Ceballos, A.; Martínez Fernández, J. y Yuste, C. (2002): Las rachas secas en el sector central de la cuenca del Duero. *Investigaciones Geográficas*, Vol. 27, pp. 65-82.
- Martínez Fernández, J. y Ceballos, A. (2001a): "Diseño y validación de una sonda TDR para la medición de la humedad del suelo". En J. J. López & M. Quemada (Eds.), *Temas de Investigación de Zona no Saturada*, Universidad Pública de Navarra, Gobierno de Navarra, Navarra, pp. 37-43.
- Martínez Fernández, J. y Ceballos, A. (2001b): "Estimación de propiedades hídricas de los suelos mediante el uso de funciones de edafo-transferencia". En J. J. López & M. Quemada (Eds.), *Temas de Investigación de Zona no Saturada*, Universidad Pública de Navarra, Gobierno de Navarra, Navarra, pp. 45-50.
- Martínez-Fernández, J. y Ceballos, A. (2003): "Temporal stability of soil moisture in a large-field experiment in Spain". *Soil Science Society of America Journal* Vol. 67: 1647-1656.
- Meade, N.G.; Hinzman, L.D. y Kane, D.L. (1999): "Spatial estimation of soil moisture using synthetic aperture radar in Alaska". *Adv. Space Res.*, Vol. 24, pp. 935-940.
- Morrisey, L.A.; Livingston, G.P. y Durden, S.L. (1994): "Use of SAR in regional methane exchange studies". *Int. J. Remote Sens.*, Vol. 15, pp. 1337-1342.
- Narayanan, R.M. y Hirsave, P.P. (2001): "Soil moisture estimation models using SIR-C SAR data: a case study in New Hampshire, USA". *Remote Sensing of Environment*, Vol. 75, pp. 385-396.
- Noguer, M. (2000): "Modelos climáticos". *El campo de las ciencias y las artes*, Vol. 137, pp. 161-176.
- Quesney, A.; Le Hégarat-Masclé, S.; Taconet, O.; Vidal-Madjar, D.; Wigneron, J.P.; Loumagne, C. y Normand, M. (2000): "Estimation of watershed soil moisture index from ERS/SAR data". *Remote Sensing of Environment*, Vol. 72, pp. 290-303.
- Schmugge, T.J.; Kustas, W.P.; Ritchie, J.C.; Jackson, T.J y Rango, A. (2002): "Remote sensing in hydrology". *Advances in Water Resources*, Vol. 25, pp. 1367-1385.
- Topp, G.C. y Davis, J.L. (1985): "Measurement of soil water content using time-domain reflectometry (TDR): A field evaluation". *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 49, pp. 19-24.
- Topp, G.C.; Davis, J.L. y Annan, A.P. (1980): "Electromagnetic determination of soil water content: measurement in coaxial transmission lines". *Water Resources Research*, Vol. 16, pp. 574-582.
- Ulaby F. T. (1998): "SAR Biophysical Retrievals: Lessons Learned and Challenges to Overcome", *Applications Workshop on Retrieval of Bio- and Geo-Physical Parameters from SAR Data for Land*, 21-23 de Octubre, 1998, ESTEC, Noordwijk, The Netherlands.
- Wagner, W. (1998): *Soil Moisture Retrieval from ERS Scatterometer Data*. Ph.D. Dissertation, Vienna University of Technology, 101 pp + annex.
- Wagner, W.; Lemoine, G. y Rott, H. (1999): "A method for estimating soil moisture from ERS Scatterometer and soil data". *Remote Sensing of Environment*, Vol. 70, pp. 191-207.

Aplicación del Krigeaje de indicatrices al análisis de cambios en la calidad del agua subterránea

M. Chica-Olmo¹, M.J. García-Soldado¹, I. Carpintero-Salvo¹, J.A. Luque-Espinar²

- (1) Departamento de Geodinámica / CEAMA, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Avenida Fuente Nueva s/n, 18071 Granada. mchica@ugr.es
(2) Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar Genil, 1, 18006 Granada.

RESUMEN

En este trabajo se presenta una metodología geoestadística basada en el krigeaje de indicatrices para el estudio de cambios espacio-temporales de la calidad del agua en acuíferos subterráneos. El estudio se ha desarrollado a partir de datos de muestreo hidroquímicos disponibles en el acuífero detrítico de la “Vega de Granada”, en el que se están produciendo cambios en la calidad de sus aguas por el efecto de las distintas actividades socioeconómicas que se desarrollan en el área.

La metodología consta de tres etapas. En la primera, se obtiene el valor de un índice que representa la calidad del agua (ICA) en cada uno de los puntos (pozo o piezómetro) de las campañas de muestreo estudiadas, 1983 y 2003. Para ello han sido utilizados los datos fisicoquímicos disponibles. Seguidamente, se aplican diferentes valores de corte a la variable ICA atendiendo a criterios de calidad para uso del agua, para así obtener las correspondientes variables “indicatrices”. Estas variables son analizadas desde el punto de vista geoestadístico, por medio de métodos de análisis variográfico y de estimación espacial de valores medios por krigeaje. De esta forma, se obtienen diversos mapas de distribución espacial de probabilidades de que el ICA supere cada uno de los valores de corte establecidos (función de distribución local). Finalmente, un análisis comparativo de los resultados obtenidos (mapas) para cada campaña de muestreo facilita el estudio de cambios, tanto espaciales como temporales de la calidad del agua (ICA) en el acuífero.

Palabras Clave: Geoestadística, calidad del agua, krigeaje de indicatrices, análisis de cambios.

ABSTRACT

This paper presents a geostatistical methodology based on Indicator Kriging to study the space-temporal changes in groundwater quality. The method has been applied using data sets belonging to the aquifer 'Vega de Granada'. In this area, the quality is being affected by different socio-economics activities.

The first step is to obtain the value of an index to represent the water quality (ICA) at every point for every year studied, 1983 and 2003. Afterwards, different values of cut (Indicators) are applied to the ICA, attending to quality water standards, obtaining the variable indicators. These variables are analyzed geostatistically by means of spatial estimation methods. In order that different probability maps of spatial distribution are obtained and then the local distribution function is calculated. Finally a study of the spatiotemporal changes in the water quality is made by using these maps.

Key Words: Geostatistics, water quality, indicator kriging, change detection.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la calidad de las aguas es un aspecto esencial en la gestión de los recursos hídricos subterráneos. Desgraciadamente, muchos de nuestros acuíferos están sufriendo una pérdida, que en algunos casos llega a ser relevante, de la calidad de sus aguas, debido principalmente al desarrollo de actividades antrópicas diversas, como las agrícolas e industriales, unidas a una sobreexplotación de los recursos hídricos. Para ayudar a la labor compleja de gestión de estos recursos, es conveniente disponer de herramientas que faciliten al gestor la toma de decisiones. Entre los medios técnicos de apoyo, más actuales e interesantes, se encuentran los SIG (Sistemas de Información Geográfica), con los que se puede trabajar con grandes volúmenes de datos georreferenciados, multitemáticos y multitemporales. Sin embargo, la implementación de estos sistemas, orientados a la gestión de la calidad de las aguas subterráneas, plantea una serie de cuestiones relacionadas con los datos y a las que se pretende dar respuesta desde la óptica de la metodología propuesta en este trabajo.

En términos generales, el concepto de "calidad del agua" es interpretable en función del conjunto de parámetros físico-químicos y bacteriológicos observados experimentalmente. En la práctica, es de gran interés elaborar cartografías de estos parámetros suficientemente precisas para abordar el estudio de la distribución espacial de la calidad de las aguas subterráneas.

Otra cuestión importante se refiere a la posibilidad de elaborar directamente el mapa de calidad de las aguas como un valor de integración de los datos experimentales. Este es el caso contemplado en este trabajo, en el que las variables experimentales se han integrado en un

índice de calidad del agua (ICA) calculado de acuerdo con la normativa vigente (*Real Decreto 140/2003*).

Por otra parte, no debe olvidarse que para la elaboración de estos mapas de calidad se trabaja con bases de datos espaciales de entidad puntual. Esto plantea un problema, al que se suele dar escasa importancia pero que afecta sustancialmente a la calidad de los resultados, referente al paso de información discreta a información continua, para así generar las cubiertas de información. En este sentido, la Geoestadística, a diferencia de otros métodos de interpolación espacial, al tener naturaleza topoprobabilística, se adapta perfectamente al estudio de variables medioambientales, como en el caso de la calidad de las aguas (*Chica-Olmo y Luque-Espinar, 2002*).

Los métodos geoestadísticos, con fundamento en la Teoría de Variables Regionalizadas (Matheron, 1965), aportan dos tipos de herramientas: los métodos de simulación y los métodos de estimación. Los métodos de simulación proporcionan un modelo numérico que reproduce la variabilidad del fenómeno observado. Los métodos de estimación, en los que se centra este artículo, se utilizan tanto para la estimación del valor más probable de la variable en un punto o bloque no experimental (estimación lineal), como para la estimación de funciones de la variable, p.e. la probabilidad de que supere un valor límite (estimación no lineal).

En este trabajo se presenta una aplicación del método de estimación por Krigeaje de Indicatrices a la obtención de mapas de distribución espacial del índice de calidad del agua calculado (ICA). Concretamente, se han estudiado, en términos de probabilidad, los cambios producidos en la calidad de las aguas del acuífero de la Vega de Granada, tomando como referencia los muestreos hidrogeoquímicos realizados en 1983 y 2003.

ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS EXPERIMENTALES

La zona de estudio corresponde al acuífero detrítico de la Vega de Granada, localizado en las depresiones intrabéticas del SE de España. El estudio de esta zona es de especial interés debido a la actividad socioeconómica (agrícola e industrial) vinculada a la explotación del acuífero.

Los datos experimentales corresponden a dos campañas de muestreo realizadas en los años 1983 y 2003, con 63 y 220 puntos respectivamente, en los que se ha analizado un conjunto amplio de variables fisicoquímicas. Aunque el número de muestras de ambos muestreos es claramente diferente, su distribución es homogénea en el área de estudio (ausencia de clúster de datos), por lo que es posible la comparación de resultados entre ambas fechas (Figura 1).

De acuerdo con la normativa vigente expresada en el *Real Decreto 140/2003*, se han escogido 14 variables fisico-químicas restrictivas en relación con la aptitud del agua para el consumo público para obtener el valor del Índice de Calidad del Agua (ICA) para cada punto experimental (*Chica-Olmo et al., 2003*).

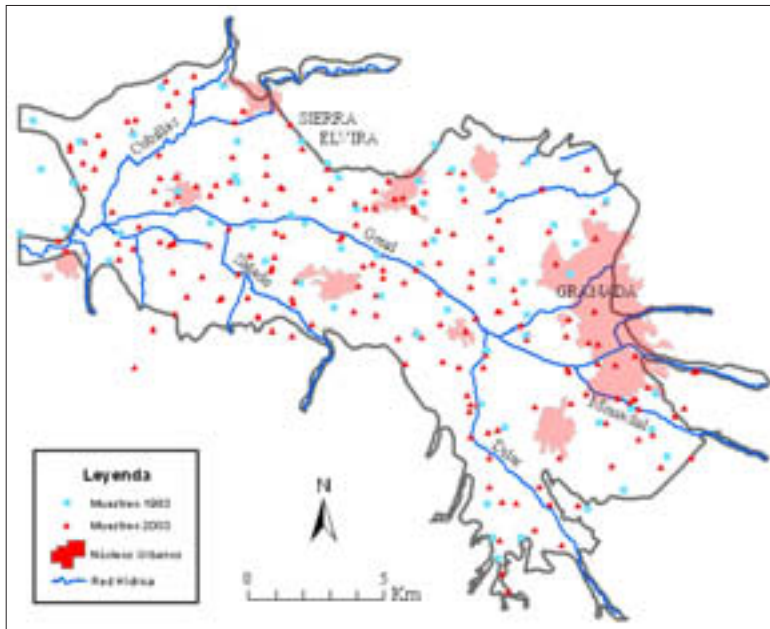


Figura 1. Distribución de los puntos de muestreo

METODOLOGÍA

Desde la óptica topoprobabilística de la Teoría de las Variables Regionalizadas, se define a la variable regionalizada como una función $Z(x)$ que da el valor de una característica Z en un punto del espacio x . Además de su distribución espacial, la variable regionalizada tiene como características una componente aleatoria y otra estructurada, ambas definidas por la función variograma (Matheron, 1971):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E \{ Z(x) - Z(x+h) \}^2 \quad (1)$$

A efectos de este estudio consideraremos el índice de calidad del agua del acuífero establecido previamente, como una variable regionalizada $ICA(x)$. El variograma experimental se obtiene a partir de los datos experimentales con el estimador:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2NP(h)} \sum_{i=1}^{NP(h)} \{ ICA(x_i) - ICA(x_{i+h}) \}^2 \quad (2)$$

donde $ICA(x_i)$ y $ICA(x_{i+h})$ son los valores del índice de calidad observados en los puntos x_i y x_{i+h} ; $NP(h)$ es el número de parejas de datos distantes h .

El análisis variográfico implica el cálculo e interpretación del variograma experimental, ajuste del modelo teórico y validación del modelo. En el desarrollo de este análisis, es importante disponer de un buen conocimiento experimental de la variable para su correcta mo-

delización. La finalidad de este análisis es obtener un modelo de variabilidad que, mediante Krigeaje, conduzca a la estimación espacial óptima de la variable en puntos (o bloques) no experimentales.

El estimador óptimo de Krigeaje (ICA_{KO}) (3) es una sencilla combinación lineal de los valores experimentales $ICA(x_i)$ multiplicados por pesos λ_i , desconocidos, tal que $\sum \lambda_i = 1$.

$$ICA_v^{KO}(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i ICA(x_i) \tag{3}$$

El estimador cumple las condiciones de no sesgo, $E\{ICA_v\} = E\{ICA_{KO}\}$ y de minimización del error de estimación, $\sigma_{KO}^2 = E\{ICA_v - ICA_{KO}\}^2 \rightarrow 0$.

A efectos de este estudio, no interesa tanto la estimación del valor más probable del ICA, cuanto la estimación de la función probabilidad local, referida a que la variable ICA supere un valor límite (ica_c), por ejemplo, en relación con la aptitud de las aguas para consumo público. Para tal fin, y entre otras opciones geoestadísticas, se ha optado por utilizar el Krigeaje de Indicatrices (*Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J.A., 2002, 2003*), que se fundamenta en una transformación previa de la variable experimental en una variable binomial, ‘variable indicatriz’ $I(x_0, ica_c) = \{1 \text{ si } ICA(x_0) \leq ica_c; 0 \text{ si } ICA(x_0) > ica_c\}$. De este modo, un krigeaje simple de $I(x_0, ica_c)$ da la estimación de la función de probabilidad $Pr\{ICA(x_0) \leq ica_c\}$, lo que en este caso hace referencia a la calidad del agua para un uso determinado según el valor del corte ica_c .

El objetivo final del Krigeaje de Indicatrices es la obtención de la función de distribución local de la variable (ICA), aplicando para ello varios cortes ica_c (indicatrices) a la variable experimental. Para cada indicatriz, se debe realizar un análisis variográfico y resolver un sistema de Krigeaje; sin embargo, para evitar este largo y tedioso proceso, éste puede simplificarse usando un único variograma indicatriz, correspondiente a la mediana de la variable (*Deutsch y Journal, 1993*), a utilizar en la estimación del conjunto de variables indicatriz. De este modo, se asume que todos los variogramas son proporcionales y, consecuentemente, los pesos obtenidos de los sistemas de Krigeaje son iguales. De esta hipótesis resulta la siguiente expresión para el estimador:

$$I(x_0, ica_c)_{KS}^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i(ica_c) I(X_i, ica_c) + \left[1 - \sum_{i=1}^n \lambda_i(ica_c) \right] F(ica_c) \tag{4}$$

donde los λ_i son los pesos de krigeaje simple, iguales para todos los valores de corte de ica_c . Estos valores λ_i se obtienen mediante la minimización del error por la técnica de *Lagrange* resolviendo el siguiente sistema de krigeaje.

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j(ica_c) \gamma_I(x_i, x_j) = \gamma_I(x_0 - x_i), \quad i, j = 1, \dots, n \tag{5}$$

donde el variograma de la indicatriz mediana es:

$$\gamma_I(h) = \frac{1}{2} E\{I(x+h, ica_m) - I(x, ica_m)\} \tag{6}$$

RESULTADOS

A modo de ejemplo, en la figura 2 se han representado los variogramas indicatrices correspondientes a la mediana de cada año de muestreo y su ajuste por un modelo esférico, cuyos parámetros se dan en el cuadro 1.

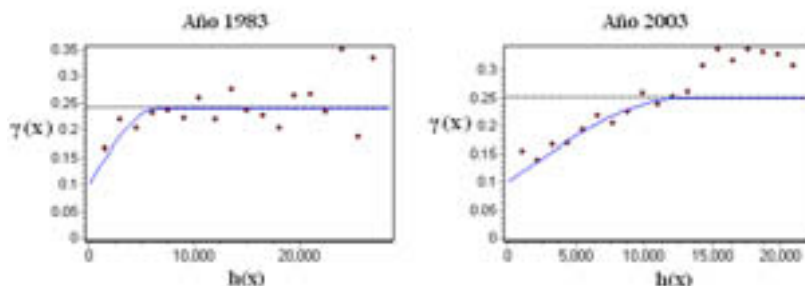


Figura 2. Variogramas de la indicatriz mediana de los muestreos de 1983 y 2003.

Cuadro 1. Parámetros de ajuste de los modelos de variograma.

Muestreo	Meseta (C)	Alcance (A) Km	Efecto de pepita (C_0)
1983	0.14	6,5	0.1
2003	0.15	13,0	0.1

El aspecto más sobresaliente es la diferencia tan notable en el valor del alcance de los variogramas, que refleja un aumento del doble en la correlación espacial de los datos de 1983 a 2003.

El cálculo de la función de densidad local se ha hecho de forma discreta con 10 valores de corte ica_c (indicatrices), tomados cada 0,2 unidades en el intervalo de 1,6 a 3,4, en el que se encuentra la mayor parte de los valores experimentales del índice para ambos años. Para la estimación se ha discretizado el acuífero en bloques de 500x500 m², con la finalidad de obtener mapas ráster con píxeles de igual tamaño. También se ha realizado el krigeaje de la indicatriz de la mediana de cada muestreo, cuyos valores son $ica_c = 2,45$ (año 1983) e $ica_c = 2,69$ (año 2003).

Con el conjunto de mapas krigeados se ha calculado la función de distribución local con una simple composición de las probabilidades estimadas. A modo de ejemplo, para el año 2003, se han escogido tres zonas distribuidas a lo largo del cauce del río Genil, que pueden servir para estudiar las variaciones espaciales en la calidad del agua (Granada Sur, Purchil-Ambroz y Fuente Vaqueros) (Figura 3). Como se observa, la calidad de las aguas del acuífero disminuye en el sentido del flujo del río principal SE-O (Granada Sur a Fuente Vaqueros),

puesto que una probabilidad más alta para valores del ICA bajos representa una mejor calidad del agua. El salto brusco que se observa en Granada Sur indica que la calidad de las aguas varía fundamentalmente entre los valores del índice 2 y 2,4, lo cual significa que la calidad promedio de esta zona es bastante buena. Sin embargo, en los otros dos sectores, se observa que la probabilidad sólo aumenta de forma sensible para valores altos del ICA; además, la función crece lentamente, lo que se traduce en una media alta y una mayor dispersión, es decir, una peor calidad.

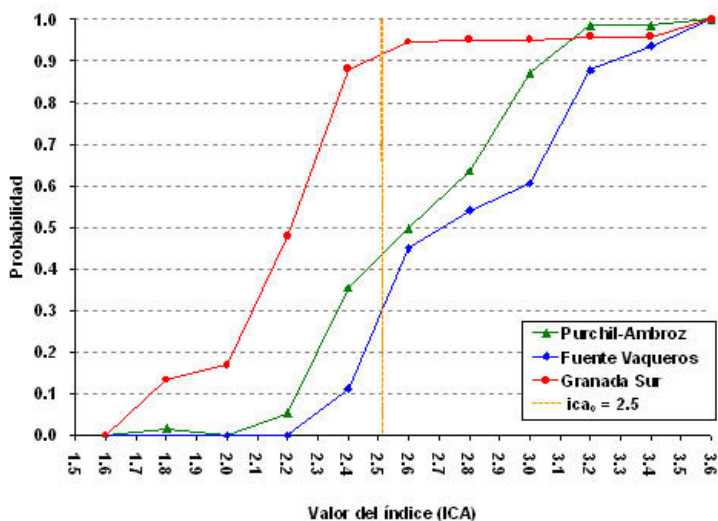


Figura 3. Función de distribución local del ICA en tres sectores del acuífero.

Para el análisis de cambios se han utilizado los mapas correspondientes a la indicatriz $ica_c = 2,5$ para los dos muestreos. Este corte, cercano a la mediana de ambos años, representa un ‘valor alerta’, a partir del cual la calidad del agua puede considerarse no apta para el consumo público, dado que necesitaría de un proceso de tratamiento más complejo.

En la figura 4 se han representado los mapas de isoprobabilidad $ICA < 2,5$, así como el mapa de diferencias de probabilidad (2003-1983). En términos generales, se observa una disminución de la calidad en el sentido del flujo del río principal, SE-NO. Para el año 1983 (A) las aguas con mejor calidad se distribuyen, esencialmente, al sur del acuífero y a lo largo del curso del río Genil, mientras que en el año 2003 (B) vemos más claramente una zonación con un sector de buena calidad en el sureste y otro de peor calidad en el noroeste. Entre estos extremos se produce una transición de las calidades. En el mapa de diferencias (C) (mapa de cambios), los valores positivos indican una mejora de la calidad del agua en el tiempo y los valores negativos representan un empeoramiento.

Para las tres áreas de interés antes señaladas, se aprecia que en el sector Granada Sur se ha producido una mejora de la calidad con valores positivos altos, entre los ríos Genil y Monachil. Esta mejora puede ser debida a que nos encontramos en la zona de recarga del acuífero con

aguas provenientes de Sierra Nevada, de excelente calidad. En el sector Purchil-Ambroz las diferencias son de escasa magnitud, si cabe señalar con un ligero empeoramiento; esto podría interpretarse en el sentido de que la explotación de los recursos hídricos, así como las actividades agrícolas, no han afectado esencialmente a la calidad de las aguas. Por último, el sector de Fuente Vaqueros es el que presenta un mayor deterioro de la calidad, con valores negativos. La explicación de esta circunstancia se fundamenta en dos motivos. Uno es su localización, cercana al punto de descarga del acuífero y a la confluencia del río Genil con las aguas de río Salado y Sierra Elvira, ya que éstas son más ricas en carbonatos y yesos. El otro, se halla en las prácticas agrícolas con un uso intensivo de fertilizantes y plaguicidas.

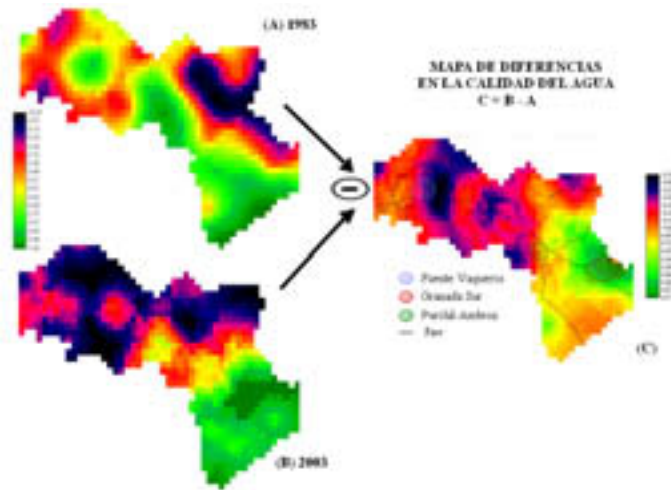


Figura 4. Análisis de cambios espacio-temporales de la calidad del agua subterránea.

CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado una metodología de interés para el estudio de la calidad del agua subterránea. Esta metodología, basada en métodos geoestadísticos, se ha centrado en la aplicación del método de estimación del Krigeaje de Indicadores. Como resultado se han obtenido un conjunto de mapas de isoprobabilidad del índice de calidad del agua (ICA), que han sido analizados para el cálculo de la función de distribución local. Esta función permite conocer la probabilidad de que en un punto del acuífero la calidad del agua supere un valor límite con referencia a su tipo de uso

En general, las aguas del acuífero de la Vega de Granada son de buena calidad, aunque presentan un gradual empeoramiento conforme se avanza hacia el punto de descarga (SO-NE). Tras realizar el análisis de cambios, se ha llegado a la conclusión de que las prácticas de uso del suelo de la Vega a lo largo de estos años están provocando un descenso de la calidad, principalmente en la zona de descarga del acuífero (Fuente Vaqueros). Por el contrario, en la zona

de recarga (Granada Sur), la calidad se ha mantenido como buena e, incluso, parece que hay pequeños sectores cuya calidad ha mejorado.

Por último, consideramos que el método presentado proporciona al gestor una herramienta potente para la interpretación de la distribución de la calidad de las aguas en el acuífero, de fácil implementación en un Sistema Soporte de Decisión (SSD) orientada a la gestión de los recursos hídricos subterráneos.

REFERENCIAS

- Chica-Olmo, M. and Luque-Espinar, J.A. (2002): Interpolación espacial en la creación de cubiertas temáticas en S.I.G. *Los Sistemas de Información Geográfica en la Gestión de los Riesgos Geológicos y el Medio Ambiente*. Cap. 9 IGME, Madrid.
- Chica-Olmo, M. and Luque-Espinar, J.A. (2002b): Applications of the local estimation of the probability distribution function in environmental sciences by kriging methods. *Inverse Problems*, 18, pp.25-36
- Chica-Olmo, M. y Luque-Espinar, J.A. (2003): Creación de mapas de calidad de aguas subterráneas mediante métodos de Krigeaje. *Boletín Geológico y Minero*, 114 (3) pp. 299-310
- Chica-Olmo, M., Luque-Espinar, J.A, Ruiz-Castellano, J.P., Carpintero-Salvo, I. y García-Soldado, M.J. (2003): Integración de Datos de Calidad de Aguas Subterráneas mediante Métodos Geoestadísticos. *VII Congreso Nacional AESIG*, Cáceres.
- Deutsch, C. and Journel, A.G. (1993): *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*. Oxford University Press, London.
- Matheron, G. (1971): The Theory of Regionalized Variables and its Applications. *Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau*, Ecole des Mines de Paris, Fascicule 5, Fontainebleau 211 pp.

Caracterização hidroquímica das águas das nascentes do montanhão nos municípios de Treviso e Siderópolis (Estado de Santa Catarina - Brasil)

A. J. Back¹, A. S. Jornada Krebs², L. F. Siqueira³, M. Brogni Pazzetto⁴ y L. Santos⁵

- (1) Professor Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Extremo Sul Catarinense. Av. Universitária, 1105, CEP: 88806-000, Criciúma-SC (Brasil).
- (2) Professor Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Extremo Sul Catarinense.
- (3) Professora Departamento de Geografia Universidade do Extremo Sul Catarinense (lsi@unesoc.rct-sc.br). Aluna de doutorado em Cadastro Técnico e Gestão Territorial - Universidade Federal de Santa Catarina-Florianópolis - SC (Brasil).
- (4) Acadêmica Curso de Engenharia Civil, Universidade do Extremo Sul Catarinense.
- (5) Acadêmico do Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Extremo Sul Catarinense.

RESUMO

O presente trabalho apresenta os resultados de pesquisa onde o principal objetivo é identificar e mapear as nascentes presentes na área de estudo e efetuar caracterização quanto aos aspectos hidrológicos e hidroquímicos das mesmas. A área de estudo localiza-se no sul do Brasil, no Estado de Santa Catarina, parte dos municípios de Treviso e Siderópolis. A bacia hidrográfica principal, na qual pertencem as nascentes mapeadas, chama-se Bacia Hidrográfica do rio Araranguá. Esta é uma região bastante crítica ambientalmente principalmente pelos impactos provocados pela atividade da exploração do carvão que compromete a qualidade dos recursos hídricos da região. Este fator eleva ainda mais a necessidade de se estudar este tema.

Palabras Clave: Recursos hídricos, cartografia digital, fotogrametria.

ABSTRACT

This work presents the research results where the main objective is to identify and make a map of the springs in the study area and to characterize the hydrologic and chemical aspects of the same ones. The study area is situated in the south of Brazil, in the State of Santa Catarina, and its part of the cities of Treviso and Siderópolis. The main hydrographical basin,

where the mapped springs is situated, is the Araranguá river hydrographical basin. This region is critical ambiently mainly by the impacts provoked for the activity of the exploration of the coal that compromises the quality of the water supply of the region. This factor increase the necessity of studying this subject.

Keywords: water supplies, digital cartography, photogrametry.

INTRODUÇÃO

A área de estudo situa-se no alto curso na bacia do Rio Mãe Luzia, compreendendo parte dos municípios de Treviso e Siderópolis no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil (Figura 2). Grande parte dos recursos hídricos superficiais já se encontram contaminados, o abastecimento doméstico das comunidades rurais de ambos os municípios provém de nascentes situadas na encosta de um morro testemunho conhecido como Montanhão.

Com relação aos recursos hídricos superficiais, grande parte dos cursos d'água da bacia do rio Mãe Luzia encontram-se comprometidos pelas diferentes fontes de poluição. Assim, os recursos hídricos subterrâneos revestem-se de capital importância. Grande parte da encosta e topo deste morro testemunho é utilizada para atividade agropastoril. De acordo com os resultados das análises realizadas constatou-se que a maioria dessas fontes apresentaram valores de coliformes fecais e totais muito acima dos padrões estabelecido para fins de potabilidade (Portaria do Ministério da Saúde Nº 1469 de 29 de dezembro de 2000).

O objetivo geral do trabalho é identificar e mapear as nascentes presentes na área de estudo e aprofundar os conhecimentos a respeito das características hidrogeológicas e hidroquímicas das águas bem como suas relações com as fontes de poluição oriundas das atividades antrópicas.

Para o mapeamento, efetuou-se fotointerpretação. De posse desta base e das fotografias aéreas, foi iniciada a etapa de campo para a identificação das demais nascentes e fontes de poluição e definidos os locais para coleta de amostras de água. Neste trabalho, são apresentados, também, tópicos relacionados ao estudo hidrogeoquímico das águas das diferentes fontes existentes nesta área.

De acordo com o gráfico de sólidos dissolvidos, constata-se que não existem águas salobras, nem salgada. A análise de índice de Adsorção de Sódio- SAR constatou que as águas são de médio risco de salinização, condutividade comprometida entre 250 e 750 μ mho/cm. Podem ser utilizadas para irrigar a maioria das culturas, na maioria dos solos, com pequeno risco de incidentes quanto à salinidade do solo, salvo se a permeabilidade deste último for extremamente baixa. Do ponto de vista hidroquímico, todas as águas foram classificadas como bicarbonatadas cálcicas ou sódicas. Com relação aos aspectos de potabilidade, o parâmetro mais restritivo refere-se aos altos valores de coliformes fecais e totais. Sabe-se, no entanto, que este problema é facilmente contornado através de tratamento.

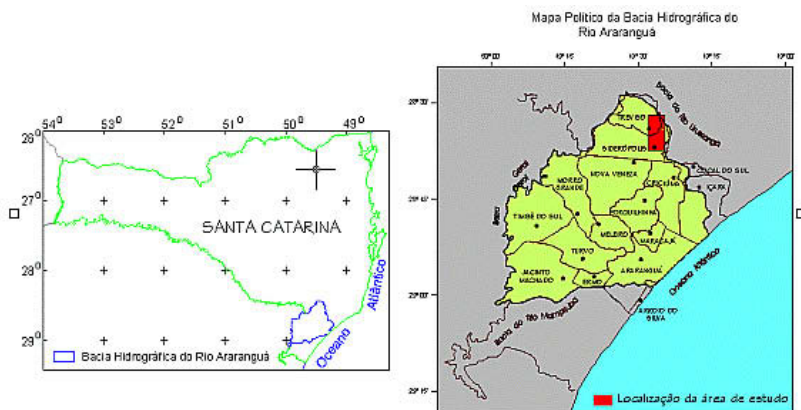


Figura 1. Localização da área de estudo

METODOLOGIA ADOTADA

No desenvolvimento da pesquisa, foram identificadas e cadastradas 28 nascentes e 02 estações de tratamento. Das 28 nascentes identificadas, 11 tiveram suas águas coletadas para análise (Quadro 1). Os critérios adotados para a seleção das nascentes que teriam suas águas analisadas foram, em primeiro lugar, a importância quanto ao número de pessoas abastecidas e, segundo, pela facilidade de acesso.

Para a confecção dos mapas foi realizada inicialmente a compilação de todas as informações disponíveis sobre a identificação das fontes já realizadas, dentre as quais destacam-se os trabalhos de Krebs (2004), Alexandre (2000) e Alexandre e Krebs (1995) RIMA da USI-TESC (sd).

A seguir foi realizada fotointerpretação, utilizando-se fotografias aéreas escala 1:25.000, datadas de 1978 (Serviços Aéreos Cruzeiro do Sul SA). Nesta fase foram traçados todos os elementos julgados importantes, tais como: sistema de drenagens, fontes de poluição, contatos geológicos, falhas geológicas, áreas de cultivos e mata nativa. Também foram identificadas as principais nascentes que dão origem aos cursos d'água da região.

Foram utilizadas, também, fotografias aéreas na escala 1:20.000, datadas de 2002, obtidas pela Aeroimagem SA, disponibilizadas pelo Projeto de Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense em elaboração pelo SIECESC (Sindicato das Indústrias da Extração do Carvão de Santa Catarina) em convênio com CPRM (Serviço Geológico do Brasil) e DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral). Foram ainda identificadas as principais nascentes que dão origem aos cursos d'água da região. Todos estes elementos foram lançados em uma base planimétrica e, então, iniciada a etapa de campo para a identificação das demais nascentes e fontes de poluição. A seguir, foram selecionados os locais para coleta de amostras de água para ser encaminhada para análise em laboratório.

Além das fontes e estações cadastradas, identificou-se também os principais pontos de poluição oriundas de atividades antrópicas, tais como: indústrias químicas, postos de com-

bustível, hospitais, depósitos de rejeitos, mineração a céu aberto, lixões, cemitérios, usinas de beneficiamento de carvão, pocilgas, aviários e indústrias de reciclagem plástica.

A caracterização hidroquímica das águas coletadas nas nascentes ocorreu com base em padrões de qualidade da água, classificando-a para consumo humano, estabelecidos pelo CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Elaborou-se também os diagramas de Piper e de Stiff cujos parâmetros necessários são: Ca, Mg, Na, K, Cl, SO_4 , HCO_3 , CO_3 e condutividade elétrica. Posteriormente foi elaborado também o gráfico de Schöller o qual permite uma comparação quantitativa entre os parâmetros escolhidos. Neste caso específico foram utilizados os seguintes parâmetros: Fe, Mn etc, etc.

Além da caracterização hidroquímica, também realizou-se análises microbiológicas das amostras. As análises microbiológicas foram realizadas de acordo com a Portaria 1.469, de 2000, do Ministério da Saúde a qual determina o Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. Os parâmetros analisados são os de coliformes fecais e totais.

Elaborou-se também a análise da potabilidade através do método de IQA - Índice de Qualidade da Água, utilizado pela CETESB, cujos parâmetros são: DBO -Demanda Bioquímica de Oxigênio, OD - Oxigênio Dissolvido, DQO - Demanda Química de Oxigênio, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Turbidez, Temperatura, Sólidos Totais e Coliformes.

RESULTADOS

O Quadro 1 apresenta uma síntese do resultado das análises das 11 nascentes selecionadas com a identificação e respectivas coordenadas.

CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA

Os recursos hídricos subterrâneos foram avaliados preliminarmente através dos trabalhos realizados por *Santa Catarina* (1997) e posteriormente complementados e padronizados por (*Krebs*, 2004), com o objetivo de avaliar o potencial hidrogeológico da Bacia do Rio Araranguá. Na área correspondente a esta bacia hidrográfica, devido à grande diversidade geológica, ocorrem tanto aquíferos fraturados como aquíferos porosos. Os sistemas aquíferos presentes na área de estudo correspondente ao morro-testemunho denominado Montanhão entre os municípios de Siderópolis e Treviso, são: Aquíferos fraturados relacionados a rochas vulcânicas: Formação Serra Geral; Aquíferos porosos relacionados às Formações Palermo e Irati; Aquífero poroso relacionado à Formação Rio Bonito.

Os trabalhos de campo indicaram que no caso desta área as rochas vulcânicas aflorantes no topo dos morros-testemunhos constituem os principais aquíferos fraturados. Indicaram também que estas intrusões correspondem a soleiras que ocorrem no intervalo estratigráfico correspondente à Formação Rio Bonito (junto às camadas de carvão) ou no intervalo corres-

Quadro 1. Resultados das análises dos pontos amostrados

Ponto	Coordenadas UTM		Cond. Elet. (µS/cm)	pH	Alc. Total (mg/l)	Bicarb. (mg/l)	Cl (mg/l)	Ca (mg/l)	Fer. Total (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	Sulfatos (mg/l)	Col. Fecais	Col. Totais
	E	N														
FT-01	653.342	6.844.580	280	6,3	7,3	7,3	2,7	1,65	0,06	0,58	<0,01	0,36	2,21	<2	4,5	9,3
FT-02	651.383	6.844.703	640	6,6	25,0	25,0	2,7	4,54	0,09	1,57	0,04	1,02	4,75	<2	540	540
FT-03	652.614	6.843.422	700	6,9	30,9	30,9	2,0	6,20	0,11	1,92	<0,01	0,81	4,73	<2	49	280
FT-04	653.902	6.842.886	690	5,9	26,5	26,5	2,0	5,50	<0,02	1,73	<0,01	0,31	4,90	<2FT-	7,8	130
FT-05	653.833	6.840.125	530	6,8	20,6	20,6	2,2	3,93	0,15	1,40	0,02	0,93	4,0	<2	70	920
FT-06	652.620	6.839.110	640	7,0	22,0	22,0	2,5	4,25	0,11	2,20	0,02	0,92	4,56	11	170	920
FT-07	653.020	6846.119	53	6,8	18,0	18,0	3,0		<0,02	1,64	<0,01	0,6	3,80	<2	>23	>23
FT-08	652.020	6.840.390	95	6,4	-	-	-	6,15	0,34	2,85	0,02	1,06	6,28	6	140	540
FT-09	649.716	6838.311	52	3,0	15,7	15,7	3,0		<0,02	1,67	<0,01	0,75	4,39	<2	49	49
FT-13	656.326	6844.755	24	6,1	4,5	4,5	2,5		0,07	0,54	0,02	0,58	2,50	<2	33	33
FT-14	655.664	6842.478	23	4,6	5,6	5,6	2,0		0,03	0,37	<0,01	0,10	1,72	<2	2,0	14
FT-26	651.710	6845.370													Ausente	Ausente
FT-27	653.329	6838.904													Ausente	Ausente

pondente à Formação Irati. As rochas basálticas que constituem o topo dos platôs gonduânicos, no caso desta bacia, estão presentes somente nos bordos dos referidos platôs e, portanto, não constituem sistemas aquíferos. Sua importância reside no fato de produzirem a recarga para os aquíferos subjacentes, bem como de formarem diversas fontes que dão origem aos cursos d'água da região.

Todas as soleiras, em especial aquela correspondente ao morro-testemunho conhecido por Montanhão, apresentam um denso fraturamento, provavelmente devido ao rápido resfriamento. Além dessas fraturas superficiais, ocorrem outras, relacionadas a movimentos tectônicos, mais, extensos e profundos, as quais se refletem, também, nas rochas sedimentares subjacentes, com pode ser facilmente verificado nas fotografias aéreas.

A capacidade de armazenamento desses aquíferos é pequena e vai depender das dimensões, geometria e espaçamento das fraturas.

Dentre os sistemas aquíferos porosos, destaca-se aquele relacionado à Formação Rio Bonito na região Siderópolis.

Aquífero relacionado à Formação Serra Geral

As rochas vulcânicas da Formação Serra Geral, ocorrem sob a forma de espessos derrames de lavas básicas e intermediárias que capeiam os platôs gonduânicos situados na porção oeste e noroeste da área. Constituem um espesso pacote rochoso com espessura superior a 600 m, que aflora continuamente a partir da cota 750m até o topo dos platôs onde as cotas ultrapassam 1400 m.

Também estão presentes na área estudada sob a forma de soleiras que capeiam os morros-testemunho e sob a forma de diques que seccionam as rochas sedimentares gonduânicas.

A formação Serra Geral é constituída por rochas cristalinas, maciças, sem poros e de modo geral, impermeáveis.

O armazenamento e a circulação das águas subterrâneas se dá através das fraturas e juntas. Um sistema de fraturamento mais superficial bastante denso, interligado ao manto intempérico, normalmente funciona como um aquífero livre. Outro, relacionado à fraturas mais profundas, que podem ter caráter regional, e controla a circulação das águas subterrâneas.

No caso da área estudada, somente o sill conhecido por Montanhão constitui uma unidade aquífera. Os derrames basálticos que constituem o planalto, pelo fato de estarem relativamente distantes da área estudada, têm importância somente como área de recarga dos aquíferos subjacentes.

Na encosta média a superior do planalto, ocorre linhas de fontes de água, geneticamente relacionadas a contatos entre zonas de disjunção vertical e zonas de disjunção horizontal. Estas fontes é que dão origem aos cursos d'água da região.

O Montanhão situado na parte central da área estudada corresponde a um sill de diabásio, intrudido nas rochas sedimentares gonduânicas, no intervalo da Formação Irati. A espessura de basalto na porção central do Montanhão é superior a 90 metros.

A capacidade de armazenamento desse aquífero fraturado é pequena e vai depender das dimensões, da geometria e do espaçamento das fraturas.

A alimentação desse aquífero fraturado se realiza por infiltração direta a partir das precipitações.

Vulnerabilidade e Riscos de Contaminação

Pelo fato de estas rochas vulcânicas apresentarem um efetivo fraturamento devido ao rápido resfriamento, além de serem seccionadas por falhas relacionadas a movimentos tectônicos, apresentam alta vulnerabilidade e alto risco de contaminação a qualquer tipo de fonte de poluição que se instale sobre estas rochas.

Até o presente momento, as áreas correspondentes aos topos dos morros testemunhos têm sido poupadas de fontes de poluição pelo fato de estarem, geralmente, contidas em áreas de proteção ambiental e também por se situarem topograficamente em cotas mais altas do que aquelas onde ocorrem às camadas de carvão.

Sabe-se que os solos originados a partir da alteração destas rochas basálticas geralmente são férteis. As verificações de campo indicaram que grande parte das encostas e topo deste morro-testemunho, são utilizados para fins agrícolas.

O modelo hidrogeológico indica que a recarga deste aquífero é realizada por infiltração direta a partir das precipitações através dos solos residuais e fraturas. Pelo exposto, o risco de contaminação está diretamente relacionado ao tipo e à quantidade de defensivos agrícolas utilizados nas áreas cultivadas.

Quanto aos aspectos qualitativos, na área estudada, este sistema aquífero ocorre nas cotas topográficas mais altas, nos topos dos morros, locais onde dificilmente se perfuram poços tubulares profundos.

O aproveitamento das águas nessa região se dá através das fontes e poços escavados que, de modo geral suprem as necessidades de abastecimento doméstico. Estas águas, normalmente, apresentam boa qualidade, mas, cuidados devem ser tomados no sentido de proteger as fontes e as áreas situadas à montante das mesmas, evitando possíveis contaminações através de atividades agrícolas ou pastoris.

Análises realizadas na água de uma fonte situada nas proximidades de Treviso indicaram que esta água apresenta tendência alcalina, valores totais de sais dissolvidos da ordem de 200mg/l e dureza moderada. Outra fonte, nesta mesma região, apresentou valores de ferro e coliformes bem acima dos padrões exigidos para potabilidade.

Aquífero relacionado às Formações Palermo e Irati

Estas duas formações geralmente comportam-se como aquíferos fracos. São constituídas por rochas pelíticas, de cores variadas, em tons de cinza claro, cinza escuro e cinza esverdeadas e, no caso da Formação Irati ocorrem também folhelhos pretos. Em nível de afloramentos constituem intercalações rítmicas de siltitos e folhelhos, laminados e físicos.

Vulnerabilidade e Riscos de Contaminação

No vale do rio Mãe Luzia, no trecho entre Treviso e Siderópolis onde afloram litologias da porção inferior da Formação Palermo (intervalo aquífero), a vulnerabilidade é alta. O risco de contaminação também é alto devido às pilhas de rejeito aí depositadas resultantes das atividades de mineração e beneficiamento de carvão que são desenvolvidas com muita frequência nesta área.

Em todos os demais locais a vulnerabilidade e o risco de contaminação é baixo, pelo fato de os intervalos aquíferos estarem capeados por espessos pacotes de rochas pouco permeáveis, bem como pelo fato de não ocorrer nenhuma fonte de poluição significativa.

Qualitativamente, a presença de folhelhos pirobetuminosos e calcáreos impuros da Formação Irati proporciona a presença de água com problemas de dureza, presença de teores de ferro acima dos valores permissíveis e cheiro acentuado de óleos.

No caso da Formação Palermo, devido a semelhança das seqüências arenosas com as da Formação Rio Bonito, pode-se admitir que suas águas também sejam muito semelhantes às águas da Formação Rio Bonito, isto é, bicarbonatadas cálcicas, com pH predominantemente alcalino, com total de sais dissolvidos variável de 60 a > 400 mg/l, tratando-se, portanto, de águas moles a moderadamente duras. Nas proximidades das áreas mineradas para carvão, devido à existência das pilhas de rejeito, as águas possuem pH baixo e alta concentração de Fe e Mn.

Sistema Aquífero relacionado à Formação Rio Bonito

O mais importante sistema aquífero relacionado às rochas sedimentares presentes na área estudada é aquele constituído pelo terço superior da Formação Rio Bonito (Membro Siderópolis) e terço inferior (Membro Triunfo).

Quase todas as demais formações geológicas, com exceção da Formação Rio do Sul e também as litologias arenosas que ocorrem no terço inferior da Formação Palermo, pelo fato de serem predominantemente formadas por siltitos e folhelhos, constituem-se em aquíferos mais fracos.

Quanto à qualidade química das águas subterrâneas na formação Rio Bonito, Machado (1997) afirma que as águas subterrâneas são bicarbonatadas cálcicas, com pH predominantemente alcalino entre 7,1 e 7,8. Na parte Norte da área estudada, no município de Treviso, o poço tubular realizado pela USITESC (*Krebs op cit*) com profundidade de 403 metros, mostrou as seguintes características; pH 8,0, Ferro 0,30 mg/l, Sódio 98,0 mg/l, Cálcio 19,80 mg/l, Sulfatos 145 mg/l, Condutividade elétrica 0,597 mS/cm, Sólidos Totais 423 mg/l, Sólidos dissolvidos 417 mg/l, Dureza total 95 mg/l de CaCO₃, mostrando que esta água apresenta tendência para bicarbonatada sódica, saliente-se que esta água foi coletada a 215 metros de profundidade. Além do que, o teor de sulfato indica uma influência das camadas de carvão existentes.

Vulnerabilidade e Riscos de Contaminação

A vulnerabilidade deste sistema aquífero na área estudada está diretamente relacionada com o seu posicionamento estratigráfico.

Desta forma, os intervalos aquíferos superiores (relacionados ao Membro Siderópolis), pelo fato de serem constituídos por litologias arenosas que afloram ou ocorrem em níveis estratigráficos pouco profundos, onde também estão posicionadas as camadas de carvão Barro Branco e Irapuá, que já foram bastante mineradas, tanto em superfície como também em subsuperfície, a vulnerabilidade e riscos de contaminação são altos.

Os intervalos aquíferos inferiores relacionados ao Membro Triunfo, pelo fato de ocorrerem em intervalos estratigráficos profundos e, além disso, apresentarem uma espessa seqüência de rochas predominantemente argilosas (pertencentes ao Membro Paraguassú), capeando este sistema aquífero, a vulnerabilidade e riscos de contaminação são baixos. Junto às zonas de falhas, a vulnerabilidade e riscos de contaminação são médios a altos.

CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA

Do ponto de vista hidroquímico, de acordo com o diagrama de Piper (Figura 2) a maioria das águas dos três aquíferos analisados foram classificadas como bicarbonatadas e sem nenhuma influência cloretada, o que indica salinidade nula. Observando-se o diagrama dos ânions percebe-se que nenhuma delas posicionou-se no campo das águas sulfatadas. Este fato sugere que estas águas estão poupadas da influência de eventuais fontes de contaminação relacionadas às atividades de lavra e beneficiamento de carvão. Cabe ressaltar, que de acordo com *Krebs* (2004), várias nascentes existentes no município de Siderópolis apresentam águas contaminadas pelas referidas fontes de poluição.

Com relação específica ao aquífero Serra Geral, vale ressaltar que a água da amostra FT-01 foi determinada como água mista, ou seja bicarbonatada sódica ou magnésiana. No entanto as águas provenientes das fontes FT-13 e FT-14 do mesmo aquífero, são águas sódicas, porém próximas ao limite entre as águas mistas e águas sódicas. Este fato possivelmente deve-se ao baixo tempo de residência da água da fonte FT-01, contrapondo-se às águas das fontes FT-13 e FT-14 que possivelmente possuem maior tempo de residência nas fraturas das rochas basálticas.

A maior condutividade detectada nas águas das fontes FT-13 e FT-14, deve-se ao maior teor de sais dissolvidos. Caso não haja nenhum impedimento de ordem biológica, estas águas sob o ponto de vista químico podem ser consideradas próprias para o consumo humano.

Com relação aos aspectos de potabilidade, o parâmetro mais restritivo refere-se aos altos valores de coliformes fecais e totais. Sabe-se, no entanto, que este problema é facilmente contornado através de tratamento. Com relação ao ferro, somente uma amostra (FT 07), apresentou teores superiores aos estabelecidos pela OMS. Todos os demais parâmetros estão dentro das especificações.

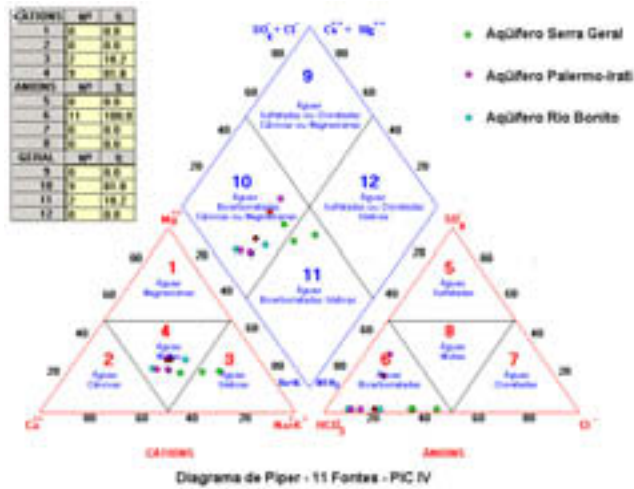


Figura 2. Diagrama de Piper para as águas do Sistema Aquífero Serra Geral , Irati/Palermo e Rio Bonito.

Segundo o Diagrama de Risco de Salinidade (SAR), identifica-se cada classe de água pelas letras C e S. A água de melhor classe, ou seja, aquela que não apresenta nenhum risco para as plantas e para o solo é denominada C₁S₁, e a mais prejudicial é a C₄S₄, ou seja, apresenta alto risco de salinização e de sodificação.

De acordo com o gráfico de índice de Adsorção de Sódio (SAR) Figura 3 constatou –se que as águas são de médio risco de salinização e baixos teores de sódio, condutividade comprometida entre 250 e 750 μ mho/cm. Podem ser utilizadas para irrigação desde que haja um grau moderado de lavagem do solo, não necessitando, geralmente, de práticas especiais de controle de salinidade. (C₂S₁).

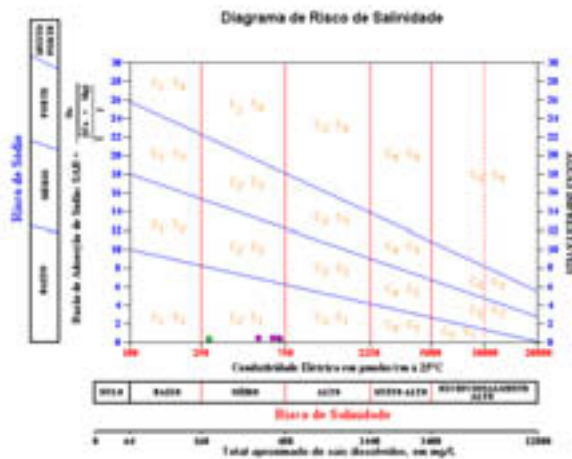


Figura 3. Diagrama para classificação das águas de irrigação em função dos teores de sais (salinidade) e sódio. (USSL -United States Salinity Laboratory)

O diagrama de Stiff, através de uma figura geométrica fornece uma classificação fácil das águas analisadas, conforme pode ser observado através dos gráficos relacionados abaixo. O diagrama relacionado com a fonte FT-01 (Figura 4), indica a ocorrência de águas mistas. O diagrama de Stiff relacionado com a amostra da fonte FT-02, indica claramente a existência de uma água do tipo bicarbonatada (Figura 5).

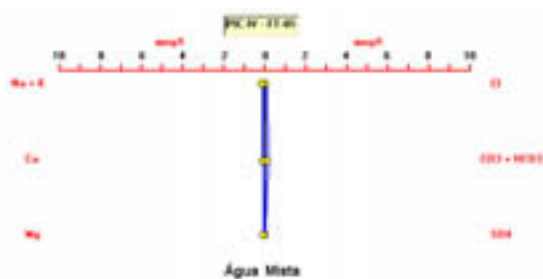


Figura 4 - Diagrama de Stiff relacionado com FT-01

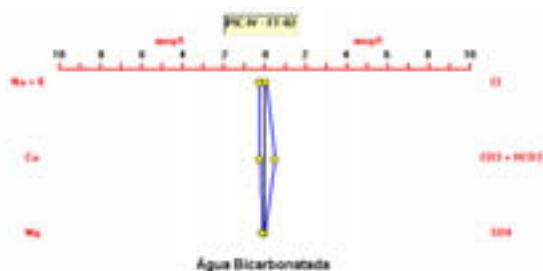


Figura 5 - Diagrama de Stiff relacionado com FT-02

ANÁLISE DE POTABILIDADE

A classificação das águas contidas nas amostras FT-01, FT-03, FT-05 e FT-07, foram determinadas através do Índice de Qualidade de Água - IQA. De acordo com este método todas as amostras foram enquadradas na faixa de 80 - 100, consideradas como Classe I, ou seja de ótima qualidade para o abastecimento público.

Constatou-se, também, que todas as amostras analisadas apresentaram valores de coliformes totais e fecais bastante distintos. Os pontos de amostragem FT-05 e FT-06 foram os que apresentaram valores mais significativos, sendo 920 (NMP/100 mL) para coliformes totais em ambos os pontos e entre 70 e 170 (NMP/100mL) para coliformes fecais, respectivamente.

Com relação a amostra FT-05 cabe ressaltar que corresponde ao ponto de captação de água

da CASAN, no município de Siderópolis e que o mesmo encontrava-se bastante assoreado durante a época em que foram realizadas duas amostragens, uma coleta no dia 14/11/2003 para caracterização hidroquímica e outra no dia 24/03/2004 para avaliação da potabilidade.

Também na amostra FT-07 localizada na estação de captação da Prefeitura municipal de Treviso, constatou-se a presença de coliformes fecais e totais. A Prefeitura possui estação de tratamento afastado da área de captação, onde foi coletada a amostra FT-27 e os resultados apresentaram ausência de coliformes, estando também em conformidade com a legislação em vigor.

O valor de 920 (NMP/100mL) considerado alto para o ponto FT-06, provavelmente se deve ao fato da nascente não possuir um reservatório apropriado com cobertura, ficando desta maneira exposta a presença de animais e pássaros que possam estar defecando nas proximidades da mesma.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os trabalhos desenvolvidos, permitiram verificar que na área estudada, ocorrem diversas fontes relacionadas geneticamente a diferentes tipos de rochas aí presentes.

Com a finalidade de realizar a caracterização hidroquímica, foram selecionadas e coletadas amostras dos 11 pontos mais significativos. Os resultados obtidos através dos respectivos gráficos, indicaram a presença de água bicarbonatada em quase todas as amostras, sem a presença de água sulfetada, o que caracteriza ausência de contaminação por atividades de mineração de carvão. Também foram avaliadas com grau baixo de teor de sódio e teores médios de salinidade, podendo ser usadas na agricultura desde que haja um certo grau de lavagem do solo.

Quanto característica de Potabilidade, os resultados do IQA mostram que as águas destes pontos foram todas classificadas como de ótima qualidade para fins de abastecimento doméstico, necessitando porém passar por um sistema de desinfecção devido a presença de coliformes Totais e Fecais.

Com relação aos pontos FT-26 e FT-27 que apresentaram coliformes fecais e totais ausentes é justificado pois a coleta foi realizada após a estação de tratamento da CASAN em Siderópolis (FT-27) e também após a estação de tratamento da Prefeitura Municipal de Treviso (FT-26), demonstrando dessa maneira que a água está sendo distribuída para a população dentro das normas estabelecidas pela legislação em vigor.

As propriedades rurais têm papel importante no que diz respeito à água, pois é nelas que estão as nascentes, riachos, rios e outros reservatórios deste líquido vital. Ao proprietário cabe o direito de defender seu potencial hídrico e o dever de preservar suas nascentes e as vegetações que as protegem, visto que são Áreas de Preservação Permanente conforme a Lei 4.771/65 do Código Florestal.

É importante que cada produtor ou proprietário tenha a sensibilidade para administrar suas áreas de modo a manter o equilíbrio ecológico dentro de seus limites e, se possível, envolver os demais para, através de uma ação solidária, executar um trabalho de condução

técnica em relação à manutenção da produtividade dos solos e à preservação ambiental das bacias hidrográficas, que é a unidade terrestre mais adequada para o controle de perdas da produtividade e da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexandre, N.Z.; Krebs, A.S.J. (1995): *Fontes de Poluição no Município de Criciúma*, SC. Porto Alegre: CPRM. 1v. (Série Degradação Ambiental, v.8). (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina - PROGESC).
- Back, A. J. *Determinação da precipitação efetiva para irrigação suplementar pelo balanço hídrico horário: Um caso estudo em Urussanga*, SC. Porto Alegre:UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 1997. 132 f. (Tese Doutorado).
- Cederstrom, D.J. (1964): *Água subterrânea: uma introdução*.Rio de Janeiro: MEC/USAID. 280 p.
- EPAGRI. *Zoneamento Agroecológico e Socioeconômico do Estado de Santa Catarina*. 1999. (CD)
- FeitosaA, F.A.C. & Manoel Filho, J.: coords. (1997): *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fortaleza: CPRM, LABBHID-UFPE. p.3-10.
- Foster, S., Ventura, M. & Hirata, R. (1987): *Contaminacion de las aguas subterranas: un enfoque ejecutivo de la situación en América Latina y el Caribe en relación com el suministro de agua potable*. Lima: OMS/OPS-HPE/CEPIS. 42 p.
- Foster, S. e Hirata, R. (1993): Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas. Um método baseado em dados existentes. *Instituto Geológico*, bol. n. 10, 1 vol., 92p. São Paulo, SP.
- Foster, S., Ventura, M. & Hirata, R. (1987): *Contaminacion de las aguas subterranas: un enfoque ejecutivo de la situación en América Latina y el Caribe en relación com el suministro de agua potable*. Lima: OMS/OPS-HPE/CEPIS. 42 p.
- Krebs, A.S.J. (1997): *Avaliação do potencial hidrogeológico da área correspondente à bacia hidrográfica do rio Araranguá*, SC. Criciúma: UNESC. (Relatório inédito)
- Krebs, A.S.J. (2003): *Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do rio araranguá*, SC. UFSC. Departamento de Geociências. Tese Doutorado. 442 p. Inédito.
- Krebs, A.S.J. (2004): *Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da área correspondente à bacia Hidrográfica do Rio Araranguá*, SC. UFSC. Núcleo de Geociências. Tese de Doutorado.
- Manoel Filho, J. (1997): *Água subterrânea: histórico e importância*.
- SANTA CATARINA. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. 1986. *Atlas de Santa Catarina*. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro. 173 p.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente; Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e Da Agricultura. *Zoneamento da disponibilidade e da qualidade hídrica da bacia do rio Araranguá*. Documento síntese, 1999
- Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura. (1997e): *Zoneamento da disponibilidade e da qualidade hídrica da bacia do rio Araranguá: Avaliação Preliminar do Potencial Hidrogeológico*; Cadastramento de Poços Tubulares Profundos e Usuários de Águas Subterrâneas. Florianópolis. v. 9.
- Thomé, V. M. R.; Zampieri, S.;Braga,H.J.;Pandolfo, C.; Ssilva Junior, V. P.; Bacid, I.Z.; Laus Neto,J.; Soldatelli, D.; Gebler, E. F.; Dalle Ore, J. de; Suski, P. P. (1999): *Zoneamento agroecológico e socioeconômico do Estado de Santa Catarina*; 01/99. Florianópolis: Epagri, CD-ROM.

Espacialización de variables climáticas para la obtención de índices de aridez en el marco del Proyecto DESERTNET. Aplicación a Andalucía Oriental

M. Aguilar Alba¹, M. Corzo Toscano², E. Sánchez Rodríguez¹, J.M. Moreira Madueño² y M. Rodríguez Surián²

- (1) Departamento de Geografía Física y A.G.R, Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Sevilla, C/ María de Padilla, s/n., 41004 Sevilla.
- (2) Servicio de Información y Evaluación Ambiental, Dirección General de Planificación, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Avenida Manuel Siurot, 50, 41071 Sevilla.

RESUMEN

El proyecto DESERTNET busca llevar a cabo una normalización de informaciones y experiencias técnico-científicas adquiridas en zonas con riesgo de desertificación, con el objetivo de lograr un sistema homogéneo para el intercambio de datos e informaciones y para el control de dichos procesos. Entre los objetivos específicos de este proyecto se encuentra la definición de indicadores y modelos comunes para el seguimiento de la desertificación a escalas variadas, y la verificación de un conjunto de indicadores homogéneos dentro de un número definido de áreas-acciones pilotos, entre las cuales se encuentra Andalucía.

Con el fin de evaluar la evolución espacio-temporal de los procesos climáticos desencadenantes de la desertificación se aplican diversos índices de aridez y se espacializan a escala regional.

En el tratamiento de los datos climáticos se aplicaran las siguientes técnicas: Control de calidad de las series pluviométricas mediante pruebas de homogeneización relativas, determinación de zonas homogéneas mediante análisis multivariante y espacialización mediante modelos de regresión múltiple y técnicas geoestadísticas a partir de variables fisiográficas.

La integración de toda esta información y de los resultados obtenidos para diferentes periodos temporales en un Sistema de Información Geográfica permite realizar un adecuado diagnóstico de los procesos de desertificación, entendidos como un fenómeno dinámico en

el tiempo y en el espacio, y sentar las bases para poder realizar un seguimiento espacio-temporal de la evolución de los procesos desertificativos

Palabras-clave: Desertificación, índices de aridez, modelos de regresión, espacialización, precipitación, geoestadística, SIG, Desertnet.

ABSTRACT

The main goal of the Desertnet Project is to establish common models and indicators for the evaluation and monitoring of the desertification process in the Mediterranean area. The region of Andalusia is one of the selected study areas.

The aim of this study is to find the spatial distribution of the main climatic variables in order to evaluate the spatial behaviour of aridity. For this purpose, regression models using topographic variables are generated for the spacialization of precipitation and temperature. Different models have been tested for the Eastern part of Andalusia.

Key Words: Desertification, regression models, spatial distribution, precipitation, aridity index, Desertnet.

INTRODUCCIÓN

La desertificación es el resultado de un conjunto de circunstancias climáticas y actuaciones humanas que conllevan la pérdida de las coberturas vegetales y la acentuación de los procesos erosivos. En Andalucía, este fenómeno tiene dos vertientes: por un lado está la desertificación “natural” responsable de los paisajes áridos y desérticos del interior de la provincia de Almería, y por otro la desertificación “inducida”, resultado de las actividades humanas y de las variaciones climáticas recientes. La desertificación tiene consecuencias muy negativas sobre los sistemas productivos y los ecosistemas naturales. En el entorno mediterráneo, dada la intensa ocupación y aprovechamiento del espacio, el problema se acentúa aún más, siendo por ello necesaria una valoración de estos fenómenos que permita la propuesta de medidas que disminuyan sus efectos o puedan compensarlos.

La toma de conciencia del problema de la desertificación no ha sido reciente. Desde hace años se han realizado estudios sobre el fenómeno, tanto a nivel nacional como internacional. En el ámbito internacional destaca el Proyecto Medalus (*Mediterranean Desertification and Land Use*), desarrollado entre los años 1991 y 1999. En España destacamos el Plan de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación (PAND), en el que se establecieron, en función de variables como la erosión, los incendios, la aridez o la sobreexplotación de los acuíferos, una serie de prioridades de actuación. A nivel regional, también destaca el Plan Andaluz de Control de la Desertificación, en el que con una sistematización de trabajo similar se pretendía llegar al establecimiento de niveles de desertificación por subcuencas hidrográficas.

Recientemente, se ha puesto en marcha el proyecto europeo DESERTNET, en el que se

pretende el uso de un elevado número de variables para el diagnóstico del problema de la desertificación en el ámbito mediterráneo occidental y la valoración del riesgo existente. Andalucía es una de las regiones participantes en este proyecto a través de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. El objetivo central es conocer cómo está evolucionando la desertificación “inducida”, sobre todo en el área oriental, de cara a establecer medidas correctoras en las zonas afectadas.

Uno de los factores determinantes de la desertificación es el clima, representado en el modelo de evaluación de la desertificación por, entre otras variables, índices de aridez. En el proyecto Desertnet se utilizan dos índices: el índice de Bagnouls - Gaussen y la relación entre precipitación y evapotranspiración potencial, que se calculan para tres periodos diferentes: 1951 - 1960, 1961 - 1990 y 1991 - 2000.

En este trabajo se describen los pasos preliminares que se han llevado a cabo: el control de calidad de los datos climáticos, el cálculo de las variables básicas que integrarán los índices de aridez y las primeras pruebas para la especialización de los resultados.

DATOS

Para el cálculo de los índices de aridez se parte de información sobre dos variables climáticas, la temperatura (a partir de la cual se calcula la evapotranspiración potencial) y la precipitación. Para la espacialización de estas variables climáticas es preciso utilizar información sobre determinadas variables fisiográficas.

Datos climáticos

La fuente de datos fundamental ha sido el banco de datos generado por la red de estaciones secundarias del Instituto Nacional de Meteorología. Estos datos han sido agregados a la escala mensual obteniéndose una base de datos de precipitaciones totales y temperaturas medias mensuales sobre las que se aplicaron los controles de calidad oportunos.

En el caso de las temperaturas, los datos se sometieron al test de las ratios comparándose cada serie con otra considerada como fiable dentro de áreas climáticas consideradas homogéneas. Las lagunas presentes en las series fueron interpoladas siempre que no supusieran más del 20% del total de los datos que integraban las series.

Los datos de precipitación de la zona oriental de Andalucía corresponden básicamente a la red de estaciones de la cuenca sur que vierte sus aguas al Mediterráneo, pero también se han incluido series de observación que completen esta zona hacia el noreste con estaciones que pertenecen a las cuencas del Guadalquivir y Segura.

De un total de 632 estaciones existentes en la zona se seleccionaron aquellas que presentaban el mayor número de datos en el periodo internacional 1961-1990 tal como recomienda la OMM. Hay que destacar la mala calidad de estas series en las que faltan la mayor parte de los registros mensuales a finales de los años ochenta y los inicios de los noventa. Este hecho obliga a seleccionar estaciones con un número de lagunas elevado en el periodo de estudio

para garantizar la representatividad espacial de la información. De no ser así, extensas zonas quedarían desprovistas de datos, como es el caso de la provincia de Almería, que no presentaría casi ninguna estación completa para el periodo 61-90.

En esta primera parte del proyecto DESERTNET se pretende analizar el comportamiento de la precipitación a escala anual. En fases posteriores, se abordarán los datos a un nivel estacional y mensual. En aquellas estaciones de gran representatividad espacial y cuyas series anuales presentaban un número elevado de lagunas a esta escala se procedió al relleno de éstas a nivel mensual con los observatorios mejor correlacionados. En la mayoría de las series los valores anuales fueron interpolados por regresión lineal simple asegurando en todos ellos un coeficiente de determinación superior a un 70% lo que supone correlaciones siempre por encima de un 0,8. Durante toda esta fase de preparación las series fueron sometidas a un análisis exploratorio exhaustivo que permitió detectar elevado número de errores y *outliers* en los datos que, posteriormente, fueron corregidos o eliminados al ser comparados con las estaciones más próximas. Finalmente, un total de 101 estaciones fueron seleccionadas con un número inferior o igual a cuatro lagunas interpoladas. Únicamente un número muy reducido de series superaron este límite por las razones antes mencionadas de representatividad espacial.

En la figura 1 pueden observarse las estaciones meteorológicas pluviométricas y termoplumiométricas seleccionadas para el estudio.

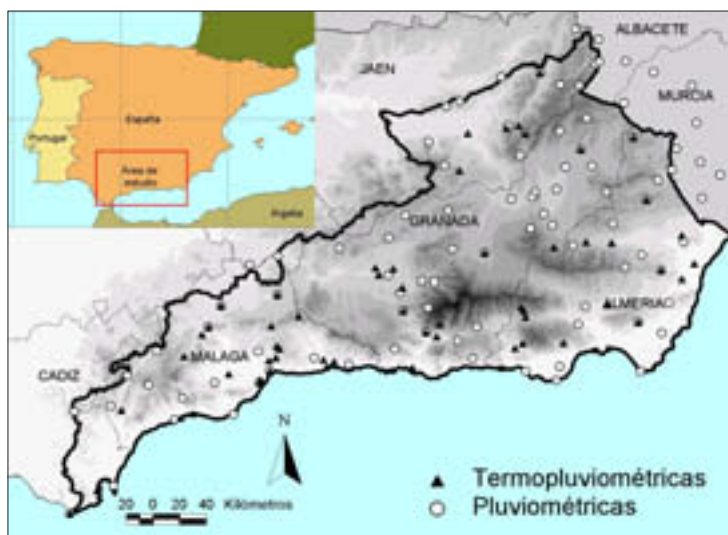


Figura 1. Estaciones meteorológicas utilizadas.

Datos fisiográficos

Para el cálculo de los índices de aridez es necesario espacializar previamente las variables climáticas que intervienen. Para ello se utilizan modelos de regresión entre esas variables climáticas y una serie de variables fisiográficas con las que temperatura y precipitación se correlacionan:

latitud (Y UTM huso 30), longitud (X UTM huso 30), altitud, orientación, y distancia al mar. La información sobre estas variables fisiográficas se utiliza a una resolución de 100 metros. Para su gestión y el cálculo de los modelos se utilizaron los programas Arcinfo 8 y Arcview 3.2

La altitud fue generada a partir del modelo digital del terreno de 20 metros de la Consejería de Medio Ambiente que fue remuestreado a 100 y 4000 metros (puesto que en trabajos previos ha dado mejores resultados como variable predictora, al menos para la precipitación, que la altitud a una resolución mayor (Camarillo y García, 2002; Rodríguez-Iturbe y Mejía, 1974), incluyéndose ambas posibilidades en el modelo.

La orientación fue calculada a partir del modelo digital del terreno a 100 metros de resolución, como la dirección de máxima pendiente de cada celdilla con respecto a las que la rodean, y expresada en una escala que varía de 1 a 360.

METODOLOGÍA Y RESULTADOS

La espacialización de las variables climáticas necesarias para el cálculo de los índices de aridez (temperatura y precipitación) se ha realizado a través de análisis de regresión múltiple a partir de los datos de las estaciones seleccionadas, utilizando las variables fisiográficas ya mencionadas como variables independientes o predictoras. Este método es ampliamente utilizado, y en España encontramos ejemplos recientes de su uso para la cartografía de variables climáticas (Marquínez *et al.*, 2003; Sánchez *et al.*, 1999).

Una vez definidas las variables independientes que se van a utilizar en el modelo, se realiza un análisis de regresión por pasos “hacia atrás”. Este tipo de análisis de regresión introduce todas las variables independientes en el modelo de regresión en una primera etapa, y luego las elimina una a una, empezando por la variable que menos contribuye al modelo, hasta que eliminar una variable más no mejora el modelo de forma significativa. Utilizando este sistema en lugar de introducir directamente todas las variables independientes pretendemos generar un modelo más estable, reduciendo el problema que puede ocasionar la correlación entre variables independientes (si dos variables están muy correlacionadas entre sí, al menos una de ellas será eliminada del modelo). Por otra parte, la selección del método “hacia atrás” en lugar de “hacia delante” (que introduce las variables una a una hasta que la entrada de una nueva variable no produce una mejoría significativa en el modelo) pretende mantener en el modelo el máximo número de variables.

El modelo resultado del análisis de regresión para la espacialización de la temperatura media anual incluye, de las 6 variables iniciales, sólo dos, que son la coordenada x y la altitud a resolución de 100 metros. La primera variable que se excluye del modelo es la altitud a resolución de 4 kilómetros, puesto que está muy correlacionada con la altitud a 100 metros (coeficiente de correlación 0,959); a continuación, por este orden, salen del modelo la orientación, la distancia al mar y la coordenada y. Al reducir el número de variables en el modelo, el valor del coeficiente de determinación (R cuadrado) disminuye, pero muy ligeramente (0,686 para el modelo inicial y 0,681 para el modelo definitivo con sólo dos variables), e incluso el valor de R cuadrado corregida, que tiene en cuenta el tamaño de la muestra y el número de variables en el modelo, aumenta (de 0,675 a 0,678).

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Temperatura media anual	(Constante)	17.629	91.172	0.000	0.825	0.681	0.678	71
	X	1.464E-06	2.385	0.018				
	Z_100M	-4.127E-03	-17.96	0.000				

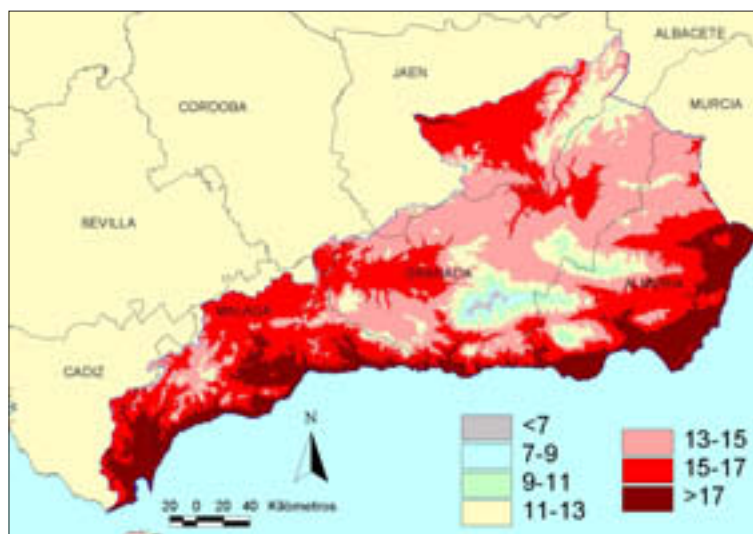


Figura 2. Espacialización de la temperatura media anual mediante el modelo de regresión para toda Andalucía Oriental.

Para la espacialización de la precipitación media anual en toda Andalucía oriental, el modelo de regresión definitivo conserva tres de las seis variables independientes originales: X, Y y altitud a resolución de 4 kilómetros (confirmándose así las conclusiones obtenidas en los trabajos anteriormente mencionados (Camarillo y García, 2002; Rodríguez-Iturbe y Mejía, 1974). En este caso, el valor predictivo del modelo es inferior que para la temperatura, ya que el valor de R cuadrado es de 0,562. Aun así, la contribución de las tres variables independientes al modelo es significativa y el valor de R cuadrado ha disminuido sólo mínimamente al reducir el número de variables (el valor inicial, con las seis variables en el modelo, era 0,564).

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	-5232.565	- 3.412	0.001	0.749	0.562	0.548	101
	X	-2.350E-03	-10.23	0.000				
	Y	1.641E-03	4.200	0.000				
	Z_4KM	0.135	3.178	0.002				

El conocimiento del comportamiento de las precipitaciones a partir de un único modelo de regresión múltiple es limitado en una zona tan extensa, compleja topográficamente y donde quedan representados los extremos que caracterizan la pluviometría andaluza. Por estas razones y para conseguir una aproximación mejor a las estructuras espaciales de la precipitación se procedió a la clasificación del área de estudio en zonas pluviométricamente homogéneas a partir de un análisis cluster, que es ampliamente utilizado en climatología para la determinación de zonas homogéneas a partir de variables climáticas (Unal *et al.*, 2003).

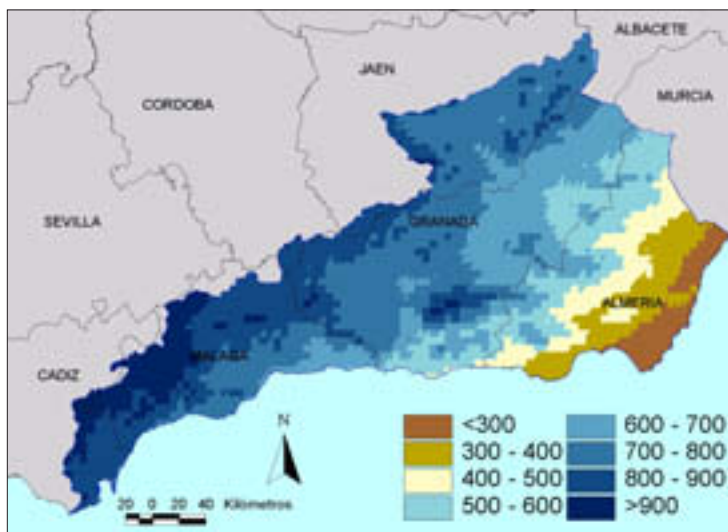


Figura 3. Espacialización de la precipitación media anual mediante el modelo de regresión para toda Andalucía Oriental

Una primera aproximación a la compartimentación de Andalucía en zonas pluviométricas mediante técnicas multivariantes ya ha sido realizada por el equipo de climatología al que pertenecen varios de los autores (Pita *et al.*, 1999). Las variables utilizadas fueron los totales de precipitación y las medias y coeficientes de variación de los totales mensuales, excluidos julio y agosto. Se tomaba así en consideración la abundancia de la lluvia existente en cada observatorio, su variabilidad interna y su régimen (la exclusión de julio y agosto se realizó para facilitar una mayor discriminación entre los observatorios, dado que la homogeneidad de la sequía estival en la región introducía un factor de excesiva regularidad que perturbaba el proceso de diferenciación entre unos observatorios y otros). A su vez, el análisis cluster fue realizado mediante una técnica de clasificación jerárquica a través del método de la distancia promedio, siendo calculada la distancia mediante la distancia euclídea al cuadrado, que es el procedimiento más utilizado en climatología y el que suele dar resultados más realistas, no presentando problemas de encadenamiento (Unal *et al.*, 2003). En nuestro estudio partimos de esta clasificación que fue complementada con un número mayor de observatorios en la zona de estudio.

Los resultados de esta clasificación aparecen plasmados en la figura 4 que muestra la existencia de seis grupos bien diferenciados. El primero de ellos se extendería por la costa malagueña y granadina incluyendo los primeros relieves cercanos como los Montes de Málaga, la Axarquía y la Sierra de la Contraviesa. Esta vertiente mediterránea a sotavento de las influencias atlánticas presenta un claro dominio del ámbito mediterráneo.

El segundo corresponde a los relieves más meridionales de las Cordilleras Béticas y la Vega de Granada (Serranía de Ronda, las sierras que conforman la unidad de la Cordillera Penibética). Esta zona se extendería desde el flanco oriental de la provincia de Cádiz y Serranía de Ronda, con un núcleo más lluvioso enmarcado en la isoyeta de 1.000 mm dominado por la influencia atlántica, hasta Sierra Nevada. A excepción de la Vega de Granada donde las precipitaciones disminuyen en torno a los 600 mm, esta zona agrupa a los observatorios que recogen las aportaciones pluviométricas más importantes, sin tener en cuenta las de las sierras de Cazorla y Segura que no pertenecen a esta unidad, debido a la influencia preponderante del relieve como factor geográfico.

Siguiendo la costa hacia el este, al llegar a la provincia de Almería, la zona del Campo de Dalías, Sierra de Gádor y la Sierra de Alhamilla se individualizan como tercer grupo. El escaso número de observatorios que lo componen no permite precisar más los límites de esta unidad. De cualquier forma, diversas pruebas realizadas cambiando las variables y procedimientos al realizar el análisis cluster confirman la identidad de este grupo bien diferenciado del resto.

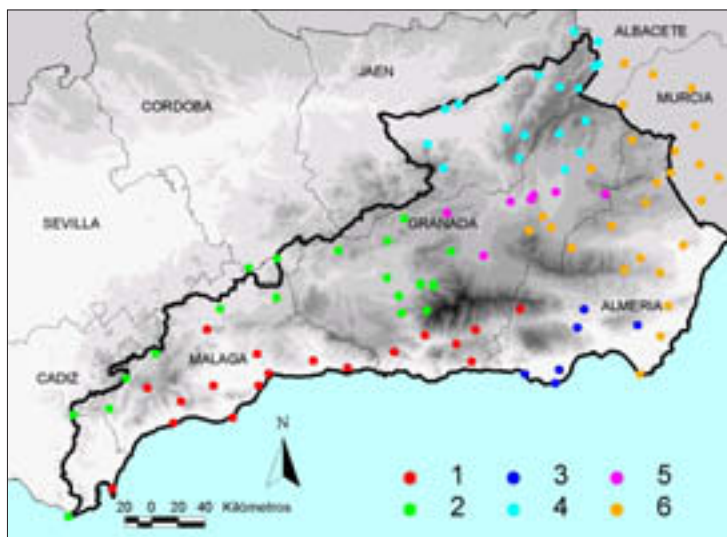


Figura 4. Agrupación de los observatorios en zonas pluviométricas homogéneas.

El cuarto grupo está constituido por los observatorios que representan el dominio pluviométrico de las Sierras de Cazorla y Segura, con precipitaciones superiores a los 1.100 mm, y el interior de la provincia de Jaén, con precipitaciones inferiores.

Aunque más limitado en su extensión espacial, la zona más deprimida de la Hoya de Guadix-Baza constituye un quinto grupo en la clasificación enmarcado en la isoyeta de los 300 mm. Como hace referencia Capel “esta fuerte indigencia pluviométrica viene dada por el hecho de que esta comarca está limitada por todas partes por altas montañas que interceptan las lluvias y proporcionan a esa área solamente vientos agotados ya en su humedad” (*Capel y Andújar, 1978*).

Finalmente, el sudeste de Andalucía desde Cabo de Gata hasta la provincia de Murcia, y hacia el norte hasta encontrar los relieves de las sierras de la Sagra y Segura, constituye un sexto grupo integrando gran parte de la provincia de Almería. Como es bien sabido esta zona es la más árida no sólo de Andalucía, sino también de la Península Ibérica con valores en torno a los 200 mm anuales de precipitación.

Para cada una de estas zonas homogéneas en cuanto a la precipitación se procedió a generar un modelo específico de regresión para la espacialización de esta variable, con el objetivo de mejorar su estimación y reflejar mejor las características específicas de cada uno de estos ámbitos. Los modelos para espacializar la precipitación para cada una de las zonas identificadas mediante el análisis cluster ofrecen los siguientes resultados:

Grupo 1: Costa de Málaga y Granada

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	1538.886	12.495	0.000	0.913	0.833	0.795	17
	X	-2.490E-03	-7.571	0.000				
	Z_100M	0.453	6.760	0.000				
	DISTANCIA	-8.180E-03	-3.852	0.002				

Grupo 2: Cordilleras Béticas y Vega de Granada

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	1794.846	9.469	0.000	0.873	0.762	0.732	19
	X	-3.835E-03	-7.07	0.000				
	Z_100M	0.481	4.395	0.000				

Grupo 3: Costa Sur de Almería

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	-672.720	-6.2	0.102	0.995	0.991	0.964	5
	X	1.718E-03	8.318	0.076				
	Z_4KM	8.975E-02	6.362	0.099				
	DISTANCIA	-4.375E-03	-8.70	0.073				

Grupo 4: Interior de Jaén y Sierras de Cazorla y Segura

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	-820.406	-4.3	0.000	0.893	0.798	0.775	20
	Z_4KM	0.436	6.552	0.000				
	DISTANCIA	8.801E-03	6.858	0.000				

Grupo 5: Hoyas de Guadix y Baza

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	-20686.830	-9.5	0.011	0.996	0.993	0.982	6
	X	-3.652E-03	-11.7	0.007				
	Y	5.435E-03	9.880	0.010				
	Z_4KM	0.366	11.52	0.007				

Grupo 6: Noreste de Almería

Variable dependiente	Variables Independientes	Coefficientes regresión	T	Sig.	R	R Cuadrado	R Cuadrado corregida	N
Precipitación media anual	(Constante)	227.957	9.933	0.000	0.767	0.588	0.566	21
	Z_100M	0.141	5.209	0.000				

En general, por zonas se consiguen modelos con mejor capacidad predictora, ya que en cada uno participan diferentes grupos de variables. Sin embargo, hay que recordar que al construirse con un número de casos muy inferior, estos modelos son menos estables que el modelo general para toda Andalucía oriental, lo que por otra parte no los hace menos útiles para el objetivo que se persigue aquí, la espacialización de la precipitación media anual.

Como se esperaba, la altitud se incluye en los modelos para todas las zonas, ya sea a 100 metros o a 4 kilómetros de resolución. La siguiente variable que se incluye en más modelos es la X (en cuatro de las seis zonas), ya que en esta zona las precipitaciones están ligadas a la dinámica climática del Mediterráneo, y después la distancia al mar (en tres de las seis zonas) por el mismo motivo y por el efecto barrera que ejerce el relieve, perpendicular a los flujos dominantes.

Excepto en la zona 3, todos los demás modelos presentan coeficientes de regresión significativos para todas las variables independientes incluidas, lo que se explica en parte por el bajo número de estaciones que la representan. Además, las estaciones representativas de esta zona se caracterizan por ser las que presentaban un mayor número de lagunas en el periodo 61-90, con un comportamiento además muy singular que determina su baja correlación con estaciones del entorno y dificulta el relleno de esas lagunas.

En cualquier caso, la mejora en el coeficiente de correlación múltiple que se consigue al generar modelos por zonas y el hecho de que en los diferentes modelos intervengan distintas combinaciones de variables hace pensar que esta aproximación dará mejores resultados en la

espacialización de la precipitación media anual que el cálculo de un solo modelo para todo el área.

Aunque el proyecto Desertnet aplicará el índice de aridez de Bagnouls-Gaussen, que es de mayor complejidad, en este caso se prefirió probar el funcionamiento de un índice de aridez más sencillo que permita evaluar la espacialización de las variables climáticas realizadas. Por ello, se ha aplicado el índice de Lang, que consiste en el cociente entre la precipitación y la temperatura media anual. El índice de Lang calculado a partir de la temperatura y precipitación espacializadas con el modelo general para toda Andalucía Oriental se muestra en la figura 5.

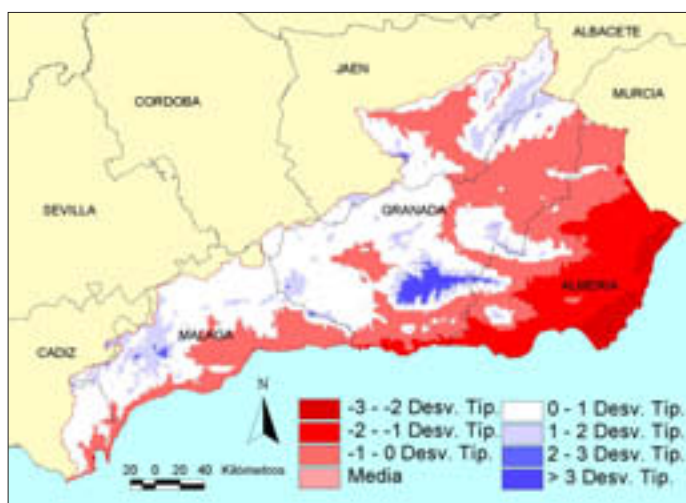


Figura 5. Índice de Lang para toda Andalucía Oriental, clasificado en intervalos de desviación típica (15,67) a partir de la media (47,067)

De las seis zonas homogéneas identificadas en función de la precipitación, se muestra aquí la aplicación del modelo específico de espacialización de esta variable para la zona 1 (Costa de Málaga y Granada) (figura 6), así como el índice de Lang (figura 7) para su comparación con los resultados obtenidos a través del modelo general ya presentado.

El modelo general de espacialización de la temperatura para toda Andalucía oriental (figura 2) obtiene resultados coherentes con los registrados en los observatorios, dada la menor variabilidad espacial de este parámetro. Los resultados aquí presentados concuerdan también con los obtenidos por el único estudio realizado en la región que utiliza estas técnicas para la cartografía de variables climáticas (Sánchez *et al*, 1999).

Por tanto, para el cálculo de los índices de aridez y otros parámetros derivados de los elementos mayores del clima, la dificultad fundamental se encuentra en la estimación de las precipitaciones. Por esta razón nuestro estudio orientó sus esfuerzos hacia el establecimiento de modelos más adecuados para esta variable.

El modelo general de espacialización de la precipitación para toda Andalucía oriental (figura 3) refleja a grandes rasgos el patrón de distribución real de esta variable, pero presenta

importantes deficiencias. En primer lugar, si bien las zonas donde se registran los máximos pluviométricos quedan reflejadas, los valores reales que se alcanzan están infraestimados por el modelo, como es el caso de la Serranía de Ronda o las Sierras de Cazorla y Segura. Otra de las zonas donde este modelo general no es capaz de reflejar la realidad es la Vega de Antequera, donde quedan sobrevaloradas las precipitaciones, dando valores en torno a los 800 mm, cuando los valores registrados se sitúan alrededor de los 500-600 mm. En las Hoyas de Baza y Guadix de nuevo las precipitaciones quedan muy sobrevaloradas por este modelo general, duplicando los valores reales de la zona.

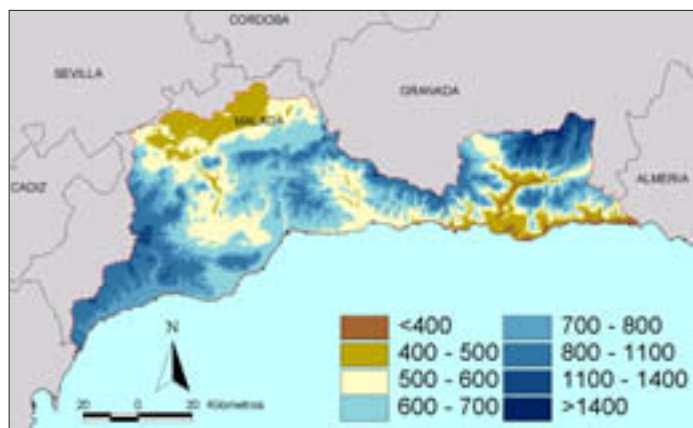


Figura 6. Espacialización de la precipitación media anual mediante el modelo de regresión para toda Andalucía oriental.

Por esta razón es necesario utilizar modelos de regresión específicos que sean capaces de captar la gran variabilidad fisiográfica y climática de esta zona. Así, los modelos de regresión generados para cada una de las zonas homogéneas pluviométricamente delimitadas por el análisis cluster corrigen notablemente los problemas del modelo general anteriormente mencionados. Para ilustrar los mejores resultados que se obtienen de esta forma únicamente comentaremos la unidad de la costa de Málaga y Granada (figura 6), donde las deficiencias señaladas anteriormente son superadas.

En la Vega de Antequera y la cuenca del Guadalhorce los valores estimados reflejan los que se registran en la realidad, en torno a los 500-600 mm, corrigiendo la sobreestimación del modelo general. Otra de las mejoras es la capacidad matizadora del nuevo modelo para captar los valores extremos, como se puede apreciar en la parte oriental de la Serranía de Ronda y en la vertiente suroeste de Sierra Nevada. Estos resultados son coherentes con los obtenidos por otros autores en sus estudios sobre las precipitaciones para áreas concretas de Andalucía oriental (Capel y Andújar, 1978; Domínguez y Justicia, 1995; Moreno, 1986).

Al mejorar los modelos de estimación de la precipitación se consigue una espacialización del índice de aridez de Lang más matizada, por lo que se pueden evaluar los riesgos relacionados con la desertificación de una forma más precisa. Mientras con el modelo general toda la

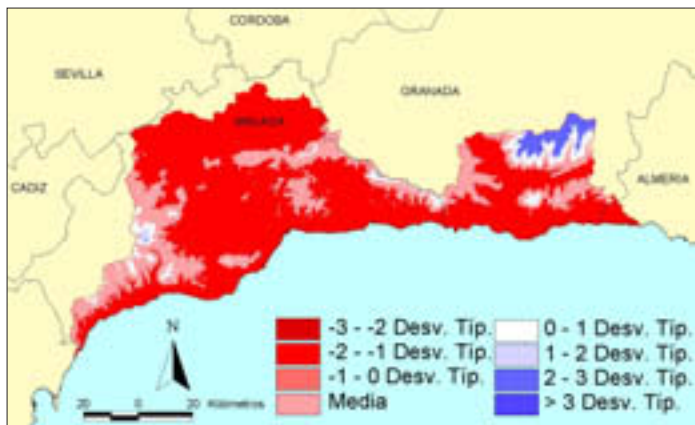


Figura 7. Índice de Lang para la costa de Málaga y Granada, clasificado en intervalos de desviación típica (26,75) a partir de la media (47,34)

costa de Málaga y Granada toma valores en torno a 47, cuando se utiliza el modelo específico para este ámbito, los valores se matizan dentro de esta zona entre 20 y 47, pudiendo evaluarse mejor las diferencias espaciales.

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos en esta primera etapa del proyecto Desertnet se comprueba que la metodología empleada para la espacialización de variables climáticas ofrece buenos resultados, aunque es necesario profundizar en la validación de estos modelos. En la etapa actual se está verificando cuantitativamente el ajuste de estos modelos mediante validación cruzada y análisis de los residuos. Además, se están introduciendo técnicas geoestadísticas de espacialización que complementan las hasta ahora empleadas.

La espacialización de otros índices de aridez más complejos y adecuados al ámbito mediterráneo, como es el propuesto por el proyecto Desertnet de Bagnouls-Gausson, pueden abordarse en próximas etapas, una vez superadas las dificultades iniciales en la espacialización de la temperatura y la precipitación. La comparación entre distintos periodos permitirá evaluar los factores climáticos del proceso de desertificación y su evolución reciente.

REFERENCIAS

- Camarillo Naranjo, J.M. y Corzo Toscano, M (2001): "Méthodologie pour le calcul de l'érosivité de la pluie en Andalousie", en M.F.Pita et al, *Climat et environnement. L'information climatique au service de la gestion de l'environnement*. XIV Colloque International de Climatologie, Sevilla, septembre 2001. pp.23-24.

- Camarillo Naranjo, J.M. y García Barrón, L. (en prensa): *La estructura espacial de la precipitación en el Andévalo y la Sierra de Huelva*. 14 p.
- Capel Molina, J.J. y Andújar Castillo, F. (1978): "Mapa pluviométrico de Andalucía". *Paralelo 37*, 2: 197-209.
- Domínguez Rodríguez, R. y Justicia Segovia, A. (1995): "Aplicación del análisis de regresión al estudio de las precipitaciones en la vertiente sur de Sierra Nevada". *Baetica*, 17: 67-97.
- Marquín, J., Lastra, J. y García, P. (2003): "Estimation models for precipitation in mountainous regions: the use of GIS and multivariate analysis". *Journal of Hydrology*, 270: 1-11.
- Martín Vide, J. (1981): "Cantidades diarias y análisis marcoviano de las precipitaciones en el litoral mediterráneo sur de la Península Ibérica". *Paralelo 37*, nº 5, 97-114.
- Moreno García, M.C. (1986): "Distribución espacial de los valores probables anuales y mensuales de la precipitación en la cuenca granadina del río Geni". *Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, 14(1984-85): 57-83.
- Pita López, M.F., Aguilar Alba, M., Megías Casas, M. y Camarillo Naranjo, J.M. (1999): "Diseño de una metodología de espacialización de variables climáticas, estructuración de bases de datos de clima y obtención de indicadores ambientales". En *Investigación y desarrollo medioambiental en Andalucía*. Universidad de Sevilla, Sevilla, pp. 87-92.
- Pita López, M.F. (2003): "El clima de Andalucía". En *Geografía de Andalucía*. Ariel Geografía. Editorial Ariel, Madrid, pp. 137-173.
- Rodríguez-Iturbe, I. y Mejía, J.M. (1974): "On the transformation of point rainfall to areal rainfall". *Water Resources Research*, 10(4): 729-735.
- Romero, R., Guijarro, J.A., Ramis, C. y Otros (1998): "A 30-year (1964-1993) daily rainfall data base for the Spanish Mediterranean regions: first exploratory study". *International Journal of Climatology*, 18(5): 541-560.
- Sánchez Palomares, O., Sánchez Serrano, F. y Carretero Carrero, M.P. (1999). *Modelos y cartografías de estimaciones climáticas termoplumiométricas para España*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid. 192 p.
- Unal, Y., Kindap, T. y Karaca, M. (2003): "Redefining the climate zones of Turkey using cluster analysis." *International Journal of Climatology*, 23: 1045-1055.

Modelos de equilibrio clima-vegetación aplicados a la Península Ibérica

A. Lobo¹ y J. L. González Rebollar²

- (1) Institut de Ciències de la Terra "Jaime Almera" (CSIC), Lluís Solé Sabarís s/n, 08028 Barcelona. Agustín.Lobo@ija.csic.es
(2) Estación Experimental del Zaidín (CSIC), Profesor Albareda 1, 18008 Granada.

RESUMEN

Los modelos de equilibrio son muy útiles para visualizar las implicaciones de la distribución geográfica del clima en la distribución geográfica de la vegetación. A pesar de que la dinámica de la vegetación es lo suficientemente lenta como para impedir que se alcance un completo equilibrio con el clima, estos modelos marcan una tendencia que podría calificarse de asintótica y que es normalmente conocida como potencial. Los modelos de equilibrio clima-vegetación pueden también utilizarse para estimar la repercusión de determinados cambios climáticos, bajo la hipótesis de que, de mantenerse las mismas relaciones clima-vegetación y estos cambios durante un tiempo prolongado, se marcarían nuevas tendencias que pueden visualizarse como nuevas distribuciones de vegetación potencial. En este trabajo se presenta una formulación espacialmente distribuida de los Diagramas Bioclimáticos con una resolución de 5 km x 5 km y se utilizan los índices derivados para llevar a cabo un análisis discriminante con un mapa de vegetación potencial. El propósito final es aplicar las relaciones establecidas por el análisis discriminante a otros escenarios climáticos previstos para calcular las distribuciones geográficas de vegetación potencial correspondientes.

Palabras Clave: Modelos, vegetación, cambio global.

ABSTRACT

Equilibrium models are very useful to visualize climate as a fundamental factor of the geographic distribution of vegetation. While vegetation is seldom at equilibrium, these models point towards states that can be considered as asymptotic or potential. Provided that the newer conditions are within the range of those for which the models have been conceived and parameterised, equilibrium models can be used to estimate the impact of different cli-

mate scenarios, as they provide the newer trends towards newer equilibrium points. In this contribution we present our on-going research on a statistical model applied to the Iberian vegetation and present initial results. We use a climatic data-set of monthly fields of precipitation and mean temperature and a vegetation map of Spain. We transform the climatic data into bioclimatic indexes and run a discriminant analysis for a subset of training sites. We discuss the ordination, parameterise as a mixture of multivariate Gaussian distributions and generate a new bioclimatic map. While still have some more tuning to do, we are close to be ready to apply the same statistical model to newer climate scenarios.

Key Words: *Vegetation, Models, Global Change.*

INTRODUCCIÓN

Los modelos de equilibrio clima - vegetación predicen la distribución geográfica de la vegetación en función de la del clima. El uso del término equilibrio se debe a que estos modelos parten del análisis de la distribución geográfica conjunta del clima y la vegetación suponiendo que la distribución de ésta se encuentra en equilibrio con las condiciones climáticas. Aunque la vegetación no alcanza casi nunca dicho equilibrio, algunos de sus rasgos generales se aproximan lo suficiente como para que sea posible reconocer la relación entre ambas estructuras siempre y cuando se describan por sus rasgos principales y en grandes conjuntos. De hecho, el reconocimiento de la variación geográfica de la vegetación en función del clima es muy antiguo. *Woodward* (1987), por ejemplo, cita a *Menstor* y *Therophrasto* (siglos V y IV AC, respectivamente), aunque normalmente son *Humboldt* (1807) y *De Candolle* (1855) los clásicos a los que se hace referencia más a menudo.

Siendo el trabajo descriptivo de *Walter* (p.e. 1973) fundamental, *Holdridge* (1967) y *Box* (1981) inician los modelos de equilibrio de forma explícita. En ambos casos, aunque en el segundo de forma más precisa, se establece una correspondencia formal entre magnitudes de variables climáticas y tipos de vegetación. En España, *Montero de Burgos* y *González Rebolgar* (1973) definieron, a partir de series de precipitación y temperatura media mensual, una serie de índices y diagramas bioclimáticos que fueron rápidamente aceptados por los naturalistas españoles como buenos descriptores del fitoclima. En realidad, la principal virtud de estos índices y diagramas estriba en su voluntad de definir el clima ibérico en los términos en que es más relevante para las plantas.

A pesar de su reducido tamaño en comparación con las regiones en las que normalmente se estudia la relación clima - vegetación, la península Ibérica tiene un gradiente y una compartimentación tanto climáticos como de vegetación que la hacen muy adecuada como caso de estudio. Los rangos de variación son suficientemente importantes como para poder reconocer una componente climática fundamental en la estructura geográfica de la vegetación ibérica. En este artículo describimos nuestro trabajo en curso; en él analizamos la relación entre las distribuciones geográficas del clima y la vegetación ibéricos por medio de estadística multivariante.

Posteriormente, una vez suficientemente validado el resultado, aplicaremos esa relación para generar mapas de la vegetación en equilibrio con otros escenarios climáticos.

METODOLOGÍA

Para llevar a cabo el análisis es necesario partir de un mapa de vegetación que pueda ser tomado como una buena aproximación a la partición fitoclimática del territorio. Ello supone que en aquellos casos en los que la actividad humana ha introducido cambios drásticos en la cubierta vegetal, es necesario analizar las afinidades entre distintas formaciones vegetales para incluirlas o no dentro de grupos fitoclimáticos comunes. En otras palabras, dada una estructura geográfica de la vegetación observable es necesario establecer qué parte de esa estructura es debida a la influencia climática y qué parte es debida a otros factores. Nosotros hemos partido del mapa de Series de Vegetación proporcionado por el Banco de Datos de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente y realizado bajo la supervisión de Rivas Martínez, con una generalización de su leyenda que se detalla en el Cuadro 1.

Como datos climáticos, hemos utilizado las capas de precipitación y temperatura medias mensuales promediadas para el período 1960 - 2000 con una resolución de 5 km x 5 km proporcionadas por el Instituto Nacional de Meteorología. Para el cálculo de los índices bioclimáticos, hemos implementado los métodos descritos en *Montero de Burgos y González Rebollos* (1983) de forma espacialmente distribuida. De esta forma, se obtienen series mensuales de capas con 5 km x 5 km de resolución de la Intensidad Bioclimática Libre (IBL) y los índices anuales de Intensidad Bioclimática: Potencial, Potencial Fría, Relativa, Semi-seca, Seca, Libre y Condicionada. Tanto el mapa de Series de Vegetación como la información climática y bioclimática se integraron en un sistema de información geográfica (SIG).

Para llevar a cabo el análisis discriminante, hemos generado un conjunto de 3.000 posiciones distribuidas aleatoriamente y, mediante el SIG, hemos recogido sus datos bioclimáticos y su clase de vegetación en una tabla que hemos utilizado como conjunto de entrenamiento en el análisis discriminante. Este análisis ha sido efectuado en dos etapas. En primer lugar, hemos aplicado un análisis discriminante lineal, que nos ha permitido establecer una transformación lineal en tres variables discriminantes que explican el 81% de la varianza entre clases. Esta transformación ha sido aplicada al conjunto de datos bioclimáticos en el SIG (Figura 1). Puesto que los índices bioclimáticos son transformaciones no lineales de la temperatura y precipitación, este paso es en realidad un análisis discriminante no lineal respecto de las variables originales.

En segundo lugar, hemos llevado a cabo una parametrización de cada una de las clases como distribuciones normales multivariantes en el espacio definido por los tres primeros ejes discriminantes, de forma que cada una queda tipificada estadísticamente de forma independiente (*Fraley y Raftery* 2002) (Figura 2). De esta forma se mejora mucho el resultado de los análisis discriminantes convencionales que consideran clases esféricas. Finalmente, el conjunto completo de la transformada discriminante es clasificada mediante la parametrización anterior (Figura 3).

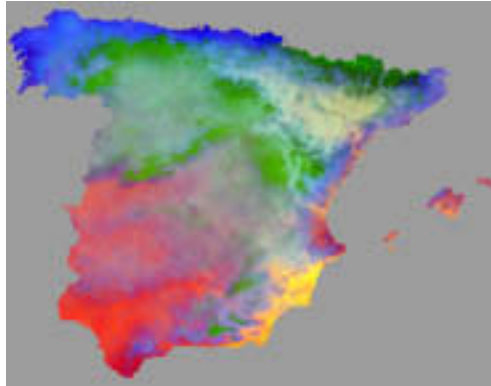


Figura 1. Transformación discriminante

RESULTADOS

En la Figura 2 puede observarse la distribución en el primer plano discriminante de los puntos elegidos como entrenamiento y la parametrización de cada clase representada por elipses centradas en la media y con ejes de 1 desviación estándar. La identificación de las distintas clases (Cuadro 1) permite interpretar la ordenación como un eje horizontal relacionado con la temperatura y otro vertical relacionado con la humedad. Si bien queda evidenciada la distribución climática de las distintas clases, es también patente una dispersión que impide una óptima parametrización. Una parte importante de esta dispersión es probablemente debida a errores en

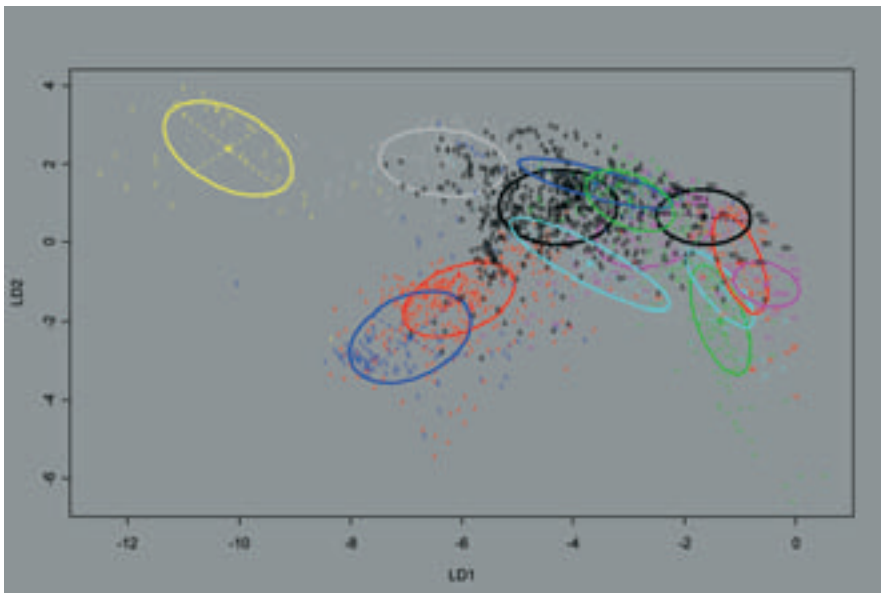


Figura 2. Distribución de los puntos de entrenamiento

el propio mapa de partida. Por ejemplo, al ser generados aleatoriamente, hay una fracción de puntos situados demasiado cerca de fronteras entre clases de vegetación. Teniendo en cuenta la escala y las características de las clases, es probable que las zonas próximas a los límites entre clases no sean convenientes como áreas de entrenamiento, por lo que dichos puntos deberían ser eliminados mediante un buffer. Por otro lado, sería mejor escoger zonas conocidas como áreas de entrenamiento, evitando así incluir zonas de significado incierto en la parametrización.

Además de la dispersión, también es observable en el gráfico que ciertas clases pudieran tener más de una moda. Si dichas modas correspondiesen a zonas convexas en el mapa, sería justificado definir clases nuevas. Para ello puede complicarse ligeramente la parametrización suponiendo que cada clase es una mezcla de un cierto número de distribuciones gaussianas multivariantes, tal y como estamos haciendo.

Cuadro 1. Leyenda simplificada del mapa de Series de Vegetación. Sólo aparecen las clases muestreadas por los 3.000 puntos aleatorios.

Clase	Código
Pinares de <i>P. uncinata</i> y abetales	151
Matorral de Alta montaña	161
Pinares de <i>P. sylvestris</i>	152
Hayedos	14
Robledales de <i>Q. robur</i>	11
Robledales de <i>Q. pyrenaica</i>	10
Robledales de <i>Q. pubescens</i>	13
Quejigares de <i>Q. faginea</i>	9
Encinares de <i>Q. ilex ilex</i>	7
Encinares de <i>Q. ilex rotundifolia</i>	6
Encinares y alcornoques luso-extremadurenses	4
Sabinars de <i>Juniperus thurifera</i>	8
Coscojales	3
Acebuchales	5
Matorral costero semiárido	2

En cualquier caso, y sin que ello signifique que el paso anterior no deba afinarse, la Figura 3 es ya una aproximación a un mapa bioclimático de vegetación. En ella, sin embargo, se plasman algunos de los problemas observados en la Figura 2. Es interesante resaltar, por ejemplo, la correcta separación geográfica entre dos (clases 6 y 4) de los tres encinares ibéricos. El encinar provenzal-catalán tiene una distribución exagerada. La clase 10 (robledales de *Q. pyrenaica*), por ejemplo, aparece muy poco representada. La mayor parte de la superficie que era esperable que fuese cubierta por esta clase lo es por la 9 (quejigares de *Q. faginea*), pero

ello no es más que una consecuencia de la gran dispersión y pobre definición de sus puntos de entrenamiento en la Figura 2.



Figura 3. Clasificación bioclimática de la vegetación

CONCLUSIONES

Nuestros resultados preliminares nos ratifican en la posibilidad de generar un mapa bioclimático de la vegetación ibérica mediante la aplicación de un análisis discriminante de los índices bioclimáticos de *Montero de Burgos y González Rebollar* (1983), de lo cual creemos estar muy próximos. Nuestro esfuerzo se centra ahora en una correcta generación de zonas de entrenamiento y en el subsiguiente análisis de la correspondencia del mapa generado con otros mapas similares y con la experiencia de la comunidad científica. Una vez validado, será posible aplicar el mismo método a otros escenarios climáticos previstos, con las cautelas inherentes a los modelos de equilibrio.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es financiado por la Dirección General de Ciencia y Tecnología dentro del proyecto AMFIBER.

REFERENCIAS

- Box, E.O. (1981): *Macroclimate and plant forms: an introduction to predictive modeling in phytogeography*. Junk, The Hague, 248 pp.
- Candolle, A.I. de (1855): *Géographie botanique raisonnée*. Masson, Paris.

- Fraley, C. y Faftery, A. E. Raftery (2002): Model-based clustering, discriminant analysis, and density estimation. *Journal of the American Statistical Association* 97:611-631.
- Holdridge, L.R. (1967): *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center, San José de Costa Rica.
- Humboldt, A. von (1807): *Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer*. Tübingen.
- Montero de Burgos, J.L. y González Rebollar, J.L. (1973): *Diagramas Bioclimáticos*. ICONA, Madrid, 379 pp.
- Walter, H. (1973): *Vegetation of the Herat and ecological systems of the Geo-biosphere*, 3a. ed., Springer-Verlag, Berlin, 318 pp.
- Woodward, F.I. (1987): *Climate and plant distribution*, Cambridge University Press, Cambridge, 174 pp.

La irregularidad de formas como indicador del origen de los bosques: análisis cuantitativo mediante índices espaciales

M. A. Fernández Toledo y S. Saura Martínez de Toda

Departament d'Enginyeria Agroforestal, E.T.S. d'Enginyeria Agrària, Universitat de Lleida, Av. Rovira Roure, 191, 25198 Lleida. E-mail: ssaura@eagrof.udl.es

RESUMEN

Cabe esperar que los paisajes resultantes de la actividad humana tiendan a presentar formas más simples y regulares que los paisajes naturales. En este sentido, y en el caso concreto de los paisajes forestales, los bordes de las teselas de bosques naturales podrían ser más complejos e irregulares que los de aquellas correspondientes a bosques de plantación. Para validar esta hipótesis, el presente estudio trata de detectar y cuantificar esas diferencias de forma entre ambos tipos de bosques, identificando los índices espaciales que mejor se ajustan a la discriminación de masas forestales según su procedencia (regeneración natural o plantación). Para ello, se ha analizado la forma de un gran número de clases de bosque en el norte de España (Galicia, Asturias, Cantabria, La Rioja y Navarra) diferenciados por su especie dominante. La fuente de información espacial utilizada ha sido el Mapa Forestal de España en soporte digital (formato vectorial y escala 1:50.000), recientemente actualizado dentro del Tercer Inventario Forestal Nacional. Sobre esta cartografía se han calculado diversos índices de forma, unos ya utilizados por otros autores en estudios relacionados con el paisaje (como las distintas relaciones perímetro-área o índices de dimensión fractal) y otros de nueva aplicación en este tipo de estudios, como los basados en el número de puntos característicos de forma, el área del círculo circunscrito, o la envolvente convexa. Como resultado, se concluye que ciertos índices son capaces de detectar diferencias sistemáticas y significativas en la forma de los bosques analizados, de forma que las masas naturales presentan contornos más complejos, irregulares y alargados que las procedentes de plantación. Argumentamos que estas diferencias podrían ser debidas al efecto combinado de la acción

humana y otros factores topográficos e hidrológicos, y sugerimos que este tipo de índices espaciales podrían ser útiles como indicadores del grado de naturalidad en el territorio.

Palabras Clave: Índices de forma, mapa forestal, bosques de plantación, bosques naturales, fractal, métodos cuantitativos, ecología del paisaje, SIG, complejidad de formas.

ABSTRACT

Landscapes resulting from human activity may be expected to present simpler and more regular shapes than more natural landscapes. In this sense, and in the concrete case of forest landscapes, the boundaries of natural forest patches may be more complex and irregular than those corresponding to plantation forests. In order to validate this hypothesis, this study aims to detect and quantify the differences in shape between both types of forests, identifying the spatial indices that are more adequate for the discrimination of forests origin (natural regeneration or plantation). With this purposes, we analysed the shape of large number of forest classes in the North of Spain (Galicia, Asturias, Cantabria, La Rioja y Navarra) differentiated by the dominant tree species. The spatial information source has been the digital Spanish Forest Map (vector format and scale 1:50,000), recently updated within the Third Spanish National Forest Inventory. From this spatial data we calculated a large number of shape indices, some of them already used in previous landscape ecology studies (such as different perimeter-area ratios or fractal dimension indices) and others never used before in a study of this kind, such as those based on the number of shape characteristics points, the area of the smallest enclosing circle or the convex hull. As a result, we conclude that some indices are able to detect systematic and significant differences in the shape of analysed forests, with natural forest presenting more complex, irregular and elongated boundaries than plantation forests. We argue that these differences may be due to the combined effects of human action and other topographical and hydrological factors, and we suggest that these indices may be valuable as predictors of the naturalness of forested landscapes.

Key Words: shape index, forest map, plantation forests, natural forests, fractal, quantitative methods, landscape ecology, SIG, shape complexity.

INTRODUCCIÓN

El paisaje es un mosaico de teselas de tamaño y forma variable que resultan de la interacción de factores naturales y humanos (Forman, 1995). La forma de las teselas es una de las propiedades más relevantes de los patrones paisajísticos. Así pues, las características de forma pueden utilizarse como un indicador del origen o del grado de alteración humana de las teselas (Moser *et al.*, 2002); se supone generalmente que los paisajes resultado de la actividad humana presenten formas más simples que los paisajes naturales. En el caso de paisajes forestales, los límites de los bosques natu-

rales podrían suponerse más irregulares y complejos que los correspondientes a bosques de plantación. Sin embargo, esta hipótesis no ha sido sometida a validaciones cuantitativas sistemáticas.

Por otro lado, el creciente desarrollo de métodos cuantitativos en ecología del paisaje ha hecho disponible un gran número de índices para caracterizar la forma del paisaje (*McGarigal et al.*, 2002), pero las características y comportamiento de los índices disponibles no son suficientemente conocidas. Se necesitan estudios más avanzados para identificar las limitaciones de la aplicación de los diferentes medidores de forma, con el fin de prevenir una selección y uso inadecuado de estos índices en estudios relacionados con la ecología del paisaje.

El presente estudio pretende analizar mediante índices de forma los bosques naturales y de plantación de cinco regiones del norte de España. Este trabajo continúa la línea de investigación iniciada por *Saura y Carballal* (2004) en la región de Galicia, aunque en esta ocasión consideramos un número mucho mayor de clases forestales (ampliando de una a cinco las regiones españolas de estudio) e índices espaciales (cuantificando aspectos de la forma de las teselas que no habían sido considerados anteriormente). El objetivo es contribuir a dar respuesta a cuestiones como: ¿existen diferencias sistemáticas en la forma de los bosques naturales y de plantación? ó ¿qué índices resultan más adecuados para discriminar estos dos tipos de bosque? Esperamos que nuestros resultados nos ayuden a concretar si estos índices pueden ser útiles como indicadores del origen de los bosques y, por tanto, del grado de naturalidad del paisaje forestal.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio e información espacial

Nuestra área de estudio se centra en las comunidades autónomas de Navarra, La Rioja, Cantabria, Asturias y Galicia, diferenciando en esta última las provincias de La Coruña, Lugo, Orense y Pontevedra. La elección de estos territorios se debe principalmente a dos motivos. Por un lado, hemos considerado de relevancia la gran diversidad de especies arbóreas forestales, tanto naturales como de plantación, que podemos encontrar en estas regiones. Por otro lado, resultó fundamental la disponibilidad, al inicio del estudio, de las coberturas de estas regiones en formato digital correspondientes al Mapa Forestal de España a escala 1:50.000, utilizadas y actualizadas en el reciente Tercer Inventario Forestal Nacional (*Ministerio de Medio Ambiente*, 2002).

El Mapa Forestal de España ofrece información muy detallada para cada tesela (polígono del mapa vectorial), destacando las especies arbóreas presentes en ellas y su abundancia. Para determinar las clases forestales objeto de análisis se ha filtrado toda esta información, con ayuda de ArcView 3.2, de acuerdo a unos criterios:

1. Dado que nos centramos en el estudio de masas puras, hemos seleccionado sólo las teselas en que la especie principal supone al menos un 90 % del número total de pies (*Madrigal*, 1994).
2. De entre estas últimas, se han disuelto límites para refundir en una única tesela aquéllas que, siendo contiguas, comparten la misma especie principal pero difieren en el resto de características.

3. En el Mapa Forestal de España la unidad mínima cartografiada es en general de 6,25 ha, descendiendo a 2,2 ha en casos de terrenos forestales arbolados rodeados de teselas de uso diferente a este. Así pues, se han eliminado las teselas que, por distintos errores o defectos en los datos, aparecen ocupando un área inferior a 2,2 ha.
4. Por último, se ha considerado que las teselas de una clase determinada deben presentarse en un número superior a 20, de forma que esté suficientemente representada y que se obtengan resultados significativos con la mayor parte de los índices (*McGarigal et al.*, 2002; *Saura y Carballal*, 2004).

Puesto que tratamos de determinar qué índices de forma consiguen una mejor discriminación entre bosques naturales y de plantación, hemos de definir a priori el origen de los bosques que integran nuestra zona de estudio. Esta tarea no resulta nada sencilla en determinadas clases, como en el caso de los pinares, puesto que en una misma región cohabitan masas naturales con masas reforestadas. Para abordar este problema se han consultado diversas fuentes (*Bauer*, 1991; *Ceballos*, 1979; *Moreno Fernández*, 1994; *Rivas-Martínez*, 1987), además de la información que aportan las propias publicaciones provinciales del Tercer Inventario Forestal Nacional respecto a esta cuestión. El cuadro 1 muestra el origen asignado finalmente a cada clase, señalando con una “N” los bosques de origen mayoritariamente natural y con una “P” los procedentes mayoritariamente de plantación, así como la superficie en ha y el número de teselas que componen cada clase.

Cuadro 1. Origen, número de teselas y superficie en ha de cada una de las clases forestales que comprenden las regiones / provincias de estudio.

Regiones / provincias	Clases forestales	Origen	Número de teselas	Superficie (ha)
Asturias	<i>Castanea sativa</i>	N	141	4316.39
	<i>Eucalyptus globulus</i>	P	490	12803.99
	<i>Fagus sylvatica</i>	N	108	7768.33
	<i>Pinus pinaster</i>	P	164	5582.23
	<i>Pinus radiata</i>	P	223	4768.23
	<i>Pinus sylvestris</i>	P	100	4128.10
	<i>Quercus petraea</i>	N	34	1916.83
	<i>Quercus pyrenaica</i>	N	44	1712.82
	<i>Quercus robur</i>	N	22	644.60
Cantabria	<i>Eucalyptus globulus</i>	P	342	20756.48
	<i>Fagus sylvatica</i>	N	73	11483.83
	<i>Pinus radiata</i>	P	154	5944.93
	<i>Pinus sylvestris</i>	P	69	5865.67
	<i>Quercus ilex</i>	N	73	5560.46
	<i>Quercus pyrenaica</i>	N	90	9059.85
	<i>Quercus robur</i>	N	90	3929.88

La Coruña	<i>Eucalyptus globulus</i>	P	731	32158.20
	<i>Pinus pinaster</i>	P	789	40089.70
	<i>Pinus radiata</i>	P	191	5862.43
	<i>Quercus robur</i>	N	133	3550.14
La Rioja	<i>Fagus sylvatica</i>	N	71	6808.62
	<i>Pinus halepensis</i>	P	114	2739.46
	<i>Pinus nigra</i>	P	66	2998.00
	<i>Pinus sylvestris</i>	P	172	9487.90
	<i>Populus x canadensis</i>	P	79	1237.20
	<i>Quercus ilex</i>	N	96	4517.82
	<i>Quercus pyrenaica</i>	N	93	8639.92
Lugo	<i>Castanea sativa</i>	N	31	2016.54
	<i>Eucalyptus globulus</i>	P	209	11338.05
	<i>Pinus pinaster</i>	P	292	14153.52
	<i>Pinus radiata</i>	P	554	18542.15
	<i>Pinus sylvestris</i>	P	240	12869.32
	<i>Quercus robur</i>	N	162	3612.94
Navarra	<i>Fagus sylvatica</i>	N	187	53923.02
	<i>Juniperus oxycedrus</i>	N	23	867.32
	<i>Larix decidua</i>	P	43	535.66
	<i>Larix spp.</i>	P	109	1593.92
	<i>Pinus halepensis</i>	P	529	18302.17
	<i>Pinus nigra</i>	P	388	10512.20
	<i>Pinus radiata</i>	P	163	2636.78
	<i>Pinus sylvestris</i>	N	114	4685.86
	<i>Populus x canadensis</i>	P	133	1596.45
	<i>Quercus faginea</i>	N	65	2321.92
	<i>Quercus ilex</i>	N	91	6564.33
	<i>Quercus robur</i>	N	26	507.30
	<i>Quercus rubra</i>	P	23	312.98
Orense	<i>Castanea sativa</i>	N	123	4299.80
	<i>Pinus pinaster</i>	P	451	33264.47
	<i>Pinus sylvestris</i>	P	220	11255.82
	<i>Quercus pyrenaica</i>	N	261	11190.18
Pontevedra	<i>Eucalyptus globulus</i>	P	303	18411.45
	<i>Pinus pinaster</i>	P	610	26723.54
	<i>Pinus radiata</i>	P	75	2165.53
	<i>Quercus robur</i>	N	70	3751.39

Índices de forma

Un único índice de forma no es capaz de diferenciar de un modo inequívoco todas las formas que podemos encontrar en un paisaje (Forman, 1995). En este trabajo hemos considerado un total de 110 índices, de los cuales buena parte son de nueva aplicación en este tipo de estudios, mientras que el resto han sido ya utilizados en estudios previos relacionados con la ecología del paisaje (Baker and Cai, 1992; Iverson, 1988; Moser et al., 2002; Saura y Carballal, 2004). En cuanto a estos últimos no entraremos a detallar cómo se calculan, tan sólo destacaremos que la mayoría se basan en establecer diferentes ratios entre las variables área y perímetro, como sería el caso del índice de dimensión fractal (DF), pudiéndose encontrar sus descripción específica en otros documentos (McGarigal et al., 2002, Saura y Carballal, 2004). Aquellos índices considerados como de nueva aplicación, además de manejar la relación entre el área y perímetro, juegan con el uso de otras siete variables más. A continuación se describen todas estas variables, calculadas inicialmente para cada una de las teselas de las clases correspondientes:

1. Área (A)
2. Perímetro (P)
3. Número de puntos característicos de forma para $\alpha=160^\circ$ (NPCF160): es el número de puntos necesario para describir el borde de una tesela; sólo los vértices en los que el ángulo es menor de 160° se tienen en cuenta como puntos característicos de forma (Figura 1a).

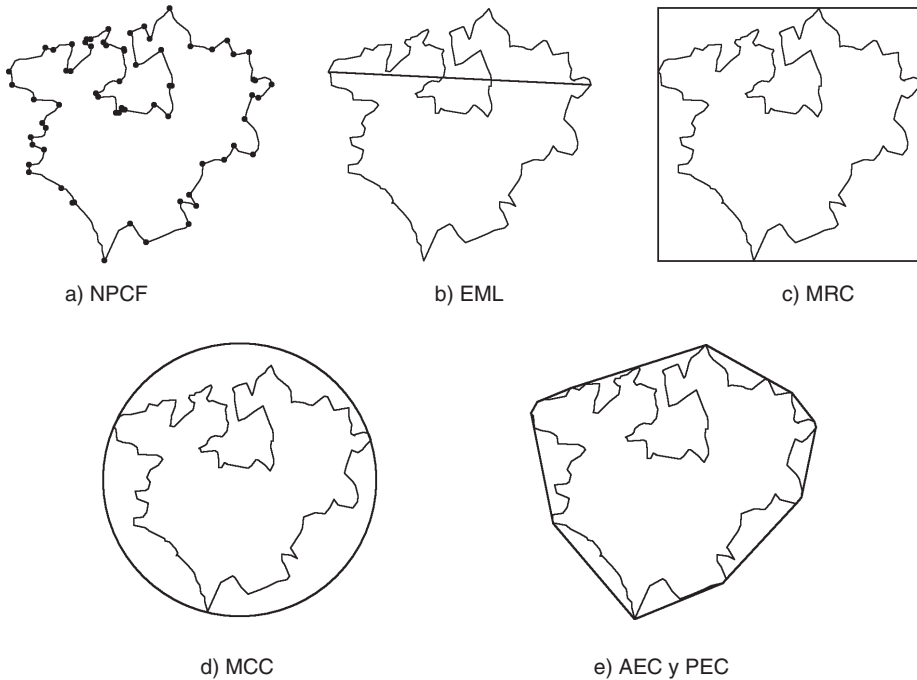


Figura 1. Variables calculadas por tesela: número de puntos característicos de forma para (en el caso de la figura el ángulo es 130°) (a), longitud del eje más largo (b), área del mínimo rectángulo circunscrito (c), área del mínimo círculo circunscrito (d) y área y perímetro de la envolvente convexa (e).

4. Número de puntos característicos de forma para $\alpha=170^\circ$ (NPCF170): ídem que el anterior pero para 170° (Figura 1a).
5. Eje más largo (EML): es la línea recta que conecta los dos puntos más alejados en la tesela (Figura 1b). Nótese que este valor no tiene porqué coincidir necesariamente con el diámetro del círculo circunscrito.
6. Área del mínimo rectángulo circunscrito (MRC): es el área del rectángulo de menor área que se puede circunscribir a la tesela (Figura 1c).
7. Área del mínimo círculo circunscrito (MCC): es el área del círculo de menor área que se puede circunscribir a la tesela (Figura 1d).
8. Área de la envolvente convexa (AEC): es el área del polígono convexo de menor área que puede envolver a la tesela (Figura 1e).
9. Perímetro de la envolvente convexa (PEC): es el perímetro del polígono convexo de menor área que puede envolver a la tesela (Figura 1e).

El número total de índices resulta de efectuar todas las combinaciones (ratios) posibles entre dos variables (X e Y) de las nueve descritas anteriormente, y de que dichas combinaciones se realicen de hasta tres modos diferentes tal y como sigue:

$$X/Y_1 = \frac{\sum_{i=1}^{NT} \frac{x_i}{y_i}}{NT} \quad X/Y_2 = \frac{\sum_{i=1}^{NT} \left(\frac{x_i}{y_i} \cdot a_i \right)}{\sum_{i=1}^{NT} a_i} \quad X/Y_3 = \frac{\sum_{i=1}^{NT} x_i}{\sum_{i=1}^{NT} y_i}$$

Ecuación 1. Cálculo de un mismo ratio de tres modos diferentes

donde:

x_i = valor de la variable x para la tesela i

y_i = valor de la variable y para la tesela i

a_i = área de la tesela i

NT = número de teselas de la clase

En ocasiones, dependiendo de las variables relacionadas por el ratio, se ha expresado el cuadrado o la raíz de una de las variables implicadas. De este modo el índice resulta adimensional, y su valor no queda afectado por el tamaño de la tesela para una misma forma.

Cuantificación de la capacidad de los índices para discriminar bosques naturales y de plantación

En una situación ideal, un índice sería capaz de discriminar perfectamente los bosques naturales y de plantación considerados en este estudio. En este caso, el rango de variación del índice para los diferentes bosques naturales no presentaría ningún solape con el rango de variación del mismo índice correspondiente a bosques de plantación. Del mismo modo, si los

valores del índice para todas las clases forestales se ordenaran desde el más bajo al más elevado y se etiquetaran con una N (para bosques naturales) y una P (para bosques de plantación), la secuencia de etiquetas daría lugar únicamente a dos rachas (secuencia ininterrumpida de etiquetas iguales). Por el contrario, conforme se desviara la discriminación del índice respecto del caso ideal, el número de rachas aumentaría y los valores del índice para bosque naturales y de plantación se solaparían en una proporción mayor al rango de variación de ese índice. Hemos empleado tanto el número de rachas como el porcentaje de solape como medida de la capacidad del índice para discriminar las clases de los dos tipos de bosque (Saura y Carballal, 2004).

El porcentaje de solape lo calcularemos como:

$$PS(\%) = \frac{\min[\max(N), \max(P)] - \max[\min(N), \min(P)]}{\max(\text{todos}) - \min(\text{todos})} \cdot 100$$

Ecuación 2. Porcentaje de solape ofrecido por un índice

donde max(N) y max(P) son el valor máximo del índice para las clases de bosque natural y de plantación respectivamente, y max(todos) es el valor máximo absoluto del índice para todas las clases consideradas. Análoga interpretación se aplica al valor mínimo (min).

Aunque utilicemos tanto el número de rachas como el porcentaje de solape para cuantificar la discriminación provista por los índices, el número de rachas es un estimador más robusto, ya que se basa en el rango de valores en vez de en los valores en sí mismos. Además, el número de rachas nos permite evaluar la significación estadística de la discriminación provista por los índices. De modo que, si el número de clases de bosques naturales es 24 y el de bosques de plantación es 30, el número de rachas por debajo del cual consideramos que un índice discrimina significativamente al 95% y 99% es 21 y 19 respectivamente (Freund *et al.*, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hemos encontrado diferencias considerables entre los valores de los índices de forma para bosques naturales y de plantación. De los 110 índices estudiados 36 resultaron ofrecer una discriminación significativa al 95% entre ambos tipos de bosque, y 26 de estos lograban discriminación significativa al 99% de probabilidad. Los tres índices que mejores resultados ofrecen son, PEC/P_1, P/A_1 y AEC/A_1 (Cuadro 2).

Cuadro 2. Número de rachas y solape (%) que ofrecen los 36 índices que resultaron discriminar significativamente bosques naturales de bosques de plantación.

Índice	Nº rachas	Solape	Índice	Nº rachas	Solape
PEC/P_1	10	21,41	MRC/ P ² _3	18	35,49
P/√A_1	10	23,62	AEC/ P ² _3	18	36,58
AEC/A_1	10	41,51	AEC/A_2	18	39,56
EML/A_1	11	46,73	MRC/A_1	18	49,37
EML/P_3	14	14,58	NPCF170/P_2	18	58,56
AEC/ P ² _1	14	28,89	MCC/A_3	19	20,97
MRC/P ² _1	14	29,05	AEC/EML ² _3	19	45,47
DF_1	14	37,27	PEC/√A_2	19	59,09
MCC/A_1	15	62,87	MCC/PEC ² _3	20	1,97
PEC/√A_1	15	63,34	EML/P_1	20	23,91
MCC/ P ² _1	16	0,56	EML/P_2	20	24,05
MCC/ P ² _2	16	2,80	MRC/ P ² _2	20	30,49
PEC/P_2	16	23,41	NPCF170/EML_3	20	49,05
MCC/AEC_1	17	0,40	MRC/A_2	20	51,52
EML/A_2	17	53,53	PEC/√A_3	20	56,54
MCC/ P ² _3	18	9,41	EML/√A_3	20	58,19
PEC/P_3	18	19,63	NPCF170/EML_2	20	80,23
DF_2	18	28,72	AEC/PEC ² _1	21	37,35

El índice que mejor distingue ambos tipos de bosque es el ratio entre el perímetro de la envolvente convexa a la tesela y el propio perímetro de ésta (PEC/P_1), con un número de rachas igual a 10 y un porcentaje de solape del 21,41%. En el caso de bosques naturales, los valores de PEC/P_1 obtenidos se encuentran en un rango comprendido entre 0,60 y 0,79, mientras que para bosques de plantación el intervalo es de 0,75 a 0,91 (Figura 2). Valores muy próximos a 1 indicarían formas compactas (P tiende a igualar PEC), y a medida que la tesela toma formas más irregulares, dendríticas, sinuosas y complejas PEC/P_1 disminuye considerablemente. Análogos razonamientos explicarían el comportamiento del resto de índices. Se confirma pues la idea de que los bosques naturales tienden a presentar contornos más complejos e irregulares.

El menor solape provisto por los índices (0,40%) lo encontramos para el ratio entre el menor círculo circunscrito a la tesela y el área de su envolvente convexa (MCC/AEC_1). Este solape excesivamente bajo se debe a que el valor del índice para la mayoría de las clases consideradas se encuentra en un rango de valores relativamente estrecho (2,12-3,80), mientras que para dos de las clases, *Eucalyptus globulus* en Pontevedra y *Pinus pinaster* en Lugo, el ratio toma un valor que se dispara a 49,14 y 104,21 respectivamente.

Analizando todas las variables utilizadas por los 36 mejores índices encontrados, no se observa la presencia del número de puntos característicos de forma para $\alpha=160^\circ$ (NPCF160) como variable decisoria en la discriminación significativa de los dos tipos de bosque estudiados, a diferencia del NPFC170, que sí lo hace. Moser *et al.* (2002) fue quien inicialmente propuso utilizar $\alpha=160^\circ$ en el estudio de áreas agrícolas. Sin embargo, Saura y Carballal (2004) variaron este ángulo a 170° y encontraron mejores resultados para paisajes forestales. Se corrobora pues la bondad de NPCF170 frente a NPCF160 para este tipo de estudios.

<i>Juniperus oxycedrus</i> - Navarra	0.5984	N	<i>Quercus robur</i> - Asturias	0.7713	N
<i>Fagus sylvatica</i> - Asturias	0.6357	N	<i>Pinus pinaster</i> - Asturias	0.7783	P
<i>Castanea sativa</i> - Asturias	0.6656	N	<i>Eucalyptus globulus</i> - Pontevedra	0.7784	P
<i>Quercus robur</i> - Pontevedra	0.6658	N	<i>Pinus sylvestris</i> - Navarra	0.7803	N
<i>Castanea sativa</i> - Lugo	0.6748	N	<i>Quercus robur</i> - La Coruña	0.7849	N
<i>Fagus sylvatica</i> - Navarra	0.6768	N	<i>Quercus faginea</i> - Navarra	0.7895	N
<i>Quercus petraea</i> - Asturias	0.6991	N	<i>Pinus sylvestris</i> - Asturias	0.7904	P
<i>Pinus halepensis</i> - La Rioja	0.7139	P	<i>Eucalyptus globulus</i> - Cantabria	0.7995	P
<i>Quercus ilex</i> - Navarra	0.7149	N	<i>Pinus radiata</i> - Navarra	0.8058	P
<i>Fagus sylvatica</i> - La Rioja	0.7165	N	<i>Pinus pinaster</i> - Orense	0.8097	P
<i>Castanea sativa</i> - Orense	0.7222	N	<i>Pinus radiata</i> - Asturias	0.8259	P
<i>Quercus robur</i> - Navarra	0.7266	N	<i>Eucalyptus globulus</i>	0.8301	P
<i>Quercus pyrenaica</i> - Orense	0.7329	N	<i>Pinus radiata</i> - Cantabria	0.8317	P
<i>Quercus pyrenaica</i> - Cantabria	0.7396	N	<i>Eucalyptus globulus</i> - Lugo	0.8381	P
<i>Quercus ilex</i> - La Rioja	0.7413	N	<i>Pinus pinaster</i> - Lugo	0.8393	P
<i>Quercus pyrenaica</i> - Asturias	0.7426	N	<i>Pinus sylvestris</i> - Lugo	0.8396	P
<i>Quercus ilex</i> - Cantabria	0.7434	N	<i>Pinus radiata</i> - Pontevedra	0.8423	P
<i>Quercus pyrenaica</i> - La Rioja	0.7510	N	<i>Pinus sylvestris</i> - Cantabria	0.8452	P
<i>Quercus robur</i> - Lugo	0.7517	N	<i>Pinus radiata</i> - Lugo	0.8494	P
<i>Pinus halepensis</i> - Navarra	0.7530	P	<i>Pinus sylvestris</i> - Orense	0.8503	P
<i>Fagus sylvatica</i> - Cantabria	0.7553	N	<i>Larix spp.</i> - Navarra	0.8544	P
<i>Pinus pinaster</i> - La Coruña	0.7599	P	<i>Pinus nigra</i> - Navarra	0.8551	P
<i>Pinus sylvestris</i> - La Rioja	0.7620	P	<i>Populus x canadensis</i> - La Rioja	0.8581	P
<i>Pinus nigra</i> - La Rioja	0.7628	P	<i>Quercus rubra</i> - Navarra	0.8622	P
<i>Pinus pinaster</i> - Pontevedra	0.7651	P	<i>Pinus radiata</i> - La Coruña	0.8653	P
<i>Eucalyptus globulus</i> - Asturias	0.7660	P	<i>Larix decidua</i> - Navarra	0.8916	P
<i>Quercus robur</i> - Cantabria	0.7693	N	<i>Populus x canadensis</i> - Navarra	0.9086	P

Figura 2. Valores del índice PEC/P_1 y racha obtenida para todas las clases estudiadas.

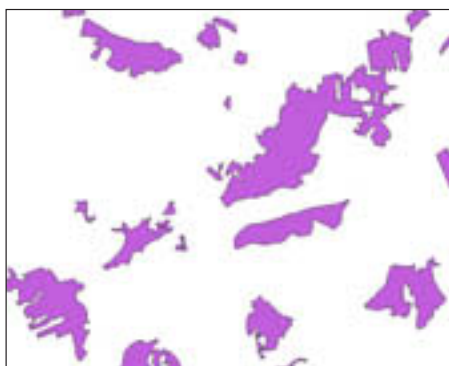
Saura y Carballal (2004), en su estudio para las masas forestales de Galicia, concluyeron que la mejor discriminación entre bosque naturales y de plantación la ofrecía el índice CIRC (=MCC/A_1). En el presente trabajo este índice también ha ofrecido buenos resultados ya que se encuentra dentro de los 26 índices con un discriminación significativa al 99%, aunque ha sido superado por otros de los índices mencionados anteriormente.

No cabe duda de que el origen inicialmente asignado a los bosques supone un factor crucial en el resultado de la discriminación provista por los índices. Ante las dudas surgidas en el origen de la totalidad de las masas de *Pinus halepensis* en Navarra y La Rioja, se ha repetido el proceso de cálculo suponiendo que ambas fueran naturales en su totalidad y se ha encontrado que el número de índices con discriminación significativa aumentaría a 42, descendiendo el número de rachas mínimo a 6.

Las diferencias de forma encontradas entre bosque naturales y de plantación pueden ser debidas muy claramente al grado de influencia humana en el paisaje. La influencia humana



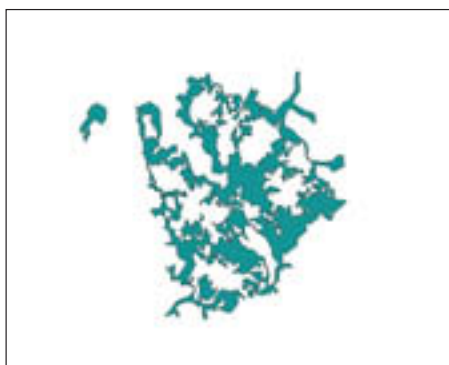
Pinus pinaster en La Coruña



Eucalyptus globulus en Lugo



Quercus pyrenaica en Orense



Quercus robur en Pontevedra

Figura 3. Cuatro áreas (de 8000 ha aprox. cada una) que ilustran la configuración espacial de diferentes tipos de bosque en las zonas de estudio.

más obvia es el desarrollo de plantaciones forestales con bordes simples y regulares (Saura y Carballal, 2004). En el otro extremo, tenemos los bosques naturales, alejados de la influencia humana por motivos topográficos (elevada altitud y pendiente) y/o desarrollados bajo factores hidrológicos (p.e. bosques de ribera), los cuales presentan teselas más complejas y elongadas (Forman, 1995) (Figura 3). Por todo ello, sugerimos el uso de aquellos índices que mejor discriminen bosques naturales de los procedentes de plantación como un posible indicador del grado de influencia humana en el territorio.

CONCLUSIONES

Existen diferencias estructurales significativas y sistemáticas entre los bosques naturales y los procedentes de plantación. Las teselas de bosques autóctonos presentan una mayor irregularidad, sinuosidad y complejidad que aquellas correspondientes a bosques de plantación.

De los 110 índices ensayados, 36 ofrecieron una discriminación significativa al 95%, y 26 de ellos al 99%. El índice de forma que mejor discrimina ambos tipos de bosque es el PEC/P_1.

Las diferencias de forma encontradas entre bosque naturales y de plantación pueden ser debidas al efecto combinado de la acción humana y otros factores topográficos e hidrológicos. Se sugiere que estos índices podrían utilizarse como indicadores del grado de naturalidad del paisaje forestal.

AGRADECIMIENTOS

El Mapa Forestal de España para las regiones de Galicia, Asturias, Cantabria, La Rioja y Navarra ha sido facilitado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Este trabajo ha sido posible y financiado en parte a través de la Beca-Colaboración concedida por el Ministerio de Educación a Miguel Ángel Fernández Toledo.

REFERENCIAS

- Baker, W.L. y Cai, I. (1992): The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, vol. 7, pp 291-302.
- Bauer, E. (1991): *Los montes de España en la Historia*. Servicio de Publicaciones Agrarias y Fundación Conde del Valle de Salazar, España.
- Ceballos, L. y Ruiz de la Torre, J. (1979): *Árboles y arbustos de la España peninsular*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes y Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, España.
- Forman, R.T.T (1995): *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, United Kingdom.

- Freund, J. E.; Miller, I. y Miller, M. (2000): *Estadística matemática con aplicaciones*. Sexta edición, Editorial Pearson Educación, España, pp 548-593.
- Iverson, L. R. (1998): Land-use change in Illinois, USA: the influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology*, vol. 2, pp 45-61.
- McGarigal, K.; Cushman, S.A.; Neel, M.C. y Ene, E. (2002): *Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps*. Programa informático producido por los autores en la Universidad de Massachusetts, Amherst. Disponible en: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Ministerio de Medio Ambiente [Director del proyecto Villanueva Aranguren, J.A.] (2002-2004): *Tercer Inventario Forestal Nacional para Galicia, Asturias, Cantabria, La Rioja y Navarra*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España.
- Moreno Fernández, J. R. (1994): *El Monte Público en La Rioja durante los siglos XVIII y XIX: aproximación a la desarticulación del régimen comunal*. Ed. Gobierno de La Rioja, España.
- Moser, D.; Zechmeister, H.G.; Plutzer, C.; Sauberer, N.; Wrba, T. y Grabherr, G. (2002): Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 17, pp 657-669.
- Rivas-Martínez, S.; Bandullo, J. M.; Allué, J. L.; Montero, J. L. y González, J. L. (1987): *Memoria del Mapa de series de vegetación de España 1:400.000*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- Saura, S. y Carballal, P. (2004): Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: an analysis in the landscapes of Galicia, Spain. *Landscape Ecology* (aceptado para publicación, en prensa).

Parámetros bioclimáticos, topográficos y litológicos del alcornoque (*Quercus Suber L.*) en la provincia de Huelva

P.J. Hidalgo¹, M. Patiño², M.A. Heras¹, J. Quijada²,
J.M. Marín¹, Y. Gil² y M. Corzo²

- (1) Departamento Biología Ambiental y Salud Pública, Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva. Avda. de las Fuerzas Armadas s/n. 21071 Huelva.
(2) Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Avda. Manuel Siurot s/n. 41013 Sevilla.

RESUMEN

*Se ha realizado un estudio sobre los parámetros bioclimáticos, topográficos y litológicos que puedan estar implicados en la distribución de alcornoque (*Quercus suber*) en la provincia de Huelva. El objetivo de este estudio es determinar, con la mayor escala de detalle posible, aquellos valores de dichos parámetros que determinan la presencia de alcornoque. El objetivo final sería un modelo de distribución potencial de esta especie con vistas a futuras reforestaciones del territorio. Para este estudio nos hemos basado en la distribución real de alcornoque disponible a escala de detalle (1:10.000), semidetalle (1:50.000) y del Inventario Forestal Nacional. La cobertura real de alcornoque obtenida de estas fuentes ha sido convertida en una matriz de puntos con una resolución de 100 metros de malla en la que figuran la presencia de alcornoque puro (>60%), mixto (<60%) o bien ausente. En cada punto hemos calculado los parámetros bioclimáticos, topográficos y litológicos correspondientes, basándonos en otras fuentes de datos. El resultado es una matriz de más de un millón de datos para cada una de las 14 variables estudiadas. Un primer análisis de los datos ha consistido en su transformación en porcentaje de frecuencias de cada variable según el alcornoque se encuentre puro, mixto o ausente. Estos diagramas de frecuencias muestran generalmente una distribución bimodal para la mayoría de las variables, correspondiente a los dos tipos de alcornoque descritos en la zona. Mediante regresión logística binomial hemos analizado la relación entre cada variable y la distribución de alcornoque en los dos tipos de alcornoque. El análisis se ha realizado sobre una selección aleatoria de 500 Ha. La aplicación de estas ecuaciones nos permitirá establecer en un futuro los mapas*

de distribución potencial tanto en la provincia de Huelva como en otros lugares potenciales de alcornoque.

Palabras Clave: *Alcornoque, Quercus suber, Huelva, SIG, parámetros ecológicos, distribución potencial.*

ABSTRACT

A study on bioclimatic, topographic and lithologic parameters influencing corn-oak distribution in the province of Huelva has been carried out. The main goal is to determine which values of these parameters are responsible of the presence of Quercus suber forest. The final objective will be the potential distribution map of this species in the province of Huelva. This information will be useful for reforestation purposes. Our study is based on real distribution of corn-oak which was converted into a 100m size grid matrix for the whole province of Huelva. Bioclimatic, topographic and lithologic parameters were calculated for each point of the grid. The result is a data matrix of about one million data for each variable. Transformation of the data matrix into percentage of frequencies allows us the interpretation of the dependence between the variable and the presence/absence of corn-oak. Binary logic regression was applied to a random selection of the real distribution of pure corn-oak forest. The obtained equations will allow us the calculation of potential distribution of corn-oak.

Key Words: *Corn-oak, Quercus suber, Huelva, GIS, ecological parameters, potential distribution.*

INTRODUCCIÓN

El alcornoque (*Quercus suber L.*) es un árbol de hoja perenne y de tamaño medio, que se caracteriza por su gruesa corteza de hasta 15 cm de grosor. Habita en los bosques esclerófilos mediterráneos teniendo su máximo exponente en el suroeste de la Península Ibérica, siendo la España peninsular el 2º país del Mundo en cuanto al número de Ha. Donde se cumplen ciertas exigencias forma bosques propios, los alcornocales, desplazando a la encina (*Costa Tenorio et al.*, 1998). En Andalucía forma extensos alcornocales sobre todo en su parte Occidental (Cádiz, Málaga, Sevilla y Huelva). En la provincia de Huelva están descritas dos series de vegetación del alcornocal (*Rivas-Martínez*, 1987), la más extensa y mesomediterránea (*Sanguisobo agrimonoidis-Querceto suberis S.*) que se encuentra fundamentalmente en la Sierra de Aracena, frecuentemente adhesionado y la serie termomediterránea (*Oleo-Querceto suberis S.*), presente en los arenales estabilizados de Huelva, asociada con cierta frecuencia a afloramientos de acuíferos. Sin embargo, el estado de conservación de estos bosques, especialmente en la serie termomediterránea, es muy deficiente debido a la presión antrópica. Además hay que sumar el efecto añadido del problema generalizado de la seca (*Vélez et al.*, 2000). Una de

las medidas fundamentales aplicadas a su conservación es la reforestación de determinadas zonas de las que se han realizado 185,80 ha en 2001 (*Consejería de Medio Ambiente, Informe 2001*). El desconocimiento a priori de las zonas deforestadas en el pasado, y por tanto potenciales, puede conducir a la introducción de alcornoques en zonas no potenciales. A pesar de los intentos de determinar las áreas de distribución en el pasado (*Carrión et al., 2000*) mediante análisis polínico, o las zonas propuestos a gran escala (*Montoya Oliver, 1981*), tan solo un estudio detallado de los parámetros medioambientales que determinan la presencia de estos bosques puede conducir a un mapa de distribución potencial real.

El objetivo de nuestro estudio es determinar, con la mayor escala de detalle posible, los parámetros medioambientales que determinan la presencia de alcornoque. El objetivo final sería un modelo de distribución potencial con un nivel de detalle muy superior a los elaborados hasta la fecha. Estos resultados, además de aportar información biológica de esta especie, supondrán una herramienta potencial en los planes de reforestación que se están llevando a cabo en la zona.

MATERIAL Y MÉTODOS

El material utilizado en este estudio ha consistido en una malla de puntos regular para la provincia de Huelva, con una luz de 100 metros. A cada punto de esta malla le hemos asignado un valor de presencia o ausencia de alcornoque a partir de la información contenida en el mapa forestal de Andalucía y bases cartográficas de semidetalle (1:50.000) y de detalle (1:10.000). En la presencia de alcornoque hemos diferenciado entre alcornoque puro (>60%) y mixto (<60%). Igualmente, hemos calculado los valores de cada uno de los siguientes parámetros:

Parámetros climáticos

Los datos de partida utilizados en la elaboración de la malla son los datos meteorológicos mensuales para 60 estaciones del IMN en el territorio andaluz, en el caso de los datos de precipitaciones, y de 64 en los de temperatura, en la serie de años 1961-1990. El método utilizado para espacializar cada una de las variables es la interpolación, a todo el ámbito andaluz y en un *grid* de 100 m de luz, de la variable mediante una recta obtenida por análisis de regresión múltiple. En la obtención de cada una de estas rectas se tuvieron en cuenta los parámetros de la posición (coordenadas x, y), la altura (obtenida del modelo digital del terreno de 20 m), distancia al mar y la ponderación de la orientación (valor máximo, 4, a la orientación SO y mínima, 0, la NE) de cada estación (*Fernández García, 1996*). Las variables climáticas obtenidas por este procedimiento han sido las siguientes: precipitación media anual, precipitación media en invierno (diciembre, enero y febrero), precipitación media en primavera (marzo, abril y mayo), precipitación media en verano (junio, julio y agosto), precipitación media en otoño (septiembre, octubre y noviembre), temperatura media anual, temperatura media del mes más cálido (julio), temperatura media de las mínimas del mes más frío (enero) y temperatura media de las máximas del mes más frío (enero).

Parámetros topográficos

Se han obtenido a partir del Modelo digital del terreno de 20 m levantado a partir del vuelo color a escala 1:60.000 del año 1998 propiedad de la Junta de Andalucía, del cual se han derivado los modelos de pendientes y orientación. El modelo de pendientes es la pendiente máxima, expresada en grados, en función del plano definido entre las cotas de cada celda del modelo digital del terreno y sus 8 vecinos más próximos. Los valores oscilan entre 0° (no hay pendiente) y 90° (pendiente máxima). El modelo de orientaciones es la orientación respecto del Norte del plano de pendiente máxima, es decir, es el ángulo entre el vector que señala el Norte y la proyección sobre el plano horizontal del vector perpendicular al plano definido entre las cotas de las 8 celdas vecinas. Este ángulo se mide respecto del Norte en sentido horario. Se consideraron planas todas aquellas zonas cuya pendiente fuera menor de 0.5°.

Parámetros litológicos

La información de partida para la confección de la malla litológica ha sido el mapa litológico de la provincia de Huelva, escala 1:100.000. A cada punto de la malla se le ha asignado un valor según el código del grupo litológico al que pertenece la unidad litológica correspondiente.

Modelo de evapotranspiración potencial anual (ETP)

Se calculó según la definición de Thornthwaite (1948), es decir, la máxima evaporación que se produciría en una superficie completamente cubierta de vegetación y sin límites en el suministro hídrico. La fórmula empleada fue: $Etp = 16 \cdot Nm \cdot (10 - t/I)^a$ medido en mm/año, donde t es la temperatura media del mes e I es el índice de calor anual, que es el sumatorio de los índices de calor mensuales, i :

$$i = (t_i/5)1.514$$

$$I = \sum (i_1, 2, 3...12)$$

$$a = 0.492 + (0.0179 \cdot I) - (0.0000771 \cdot I^2) + (0.000000675 \cdot I^3)$$

Nm es el factor de corrección del día, que se corresponde con el número medio de horas de insolación diaria: $Nm = N \cdot (d/360)$ donde N es el número medio de horas de insolación máxima según la latitud y d los días del mes. Para obtener la capa de la ETP anual primero se hizo una interpolación de la variable índice de calor mensual mediante una recta obtenida por análisis de regresión múltiple para cada mes a una malla de 100 m de luz y para todo el territorio de Andalucía, utilizando los datos de la temperatura media de las 65 estaciones meteorológicas, en la serie de años 1961-1990 y teniendo en cuenta los mismos parámetros utilizados en la obtención de las rectas de las variables climáticas. Después se realizaron los sumatorios y el resto de las operaciones.

El cálculo de los parámetros que acabamos de describir da como resultado final una matriz de 1.011.846 datos para cada una de las variables. Estos datos corresponden a la malla georeferencia-

da de puntos a 100 m de distancia de toda la provincia de Huelva. Para cada variable calculamos la media, la desviación estándar, el rango y el coeficiente de variación, teniendo en cuenta el valor asignado de alcornoque (ausencia, puro o mixto). La varianza fue analizada mediante el test de Kruskal-Wallis. Al no tratarse de datos normales optamos por este test no paramétrico equivalente a ANOVA de un factor. Los datos de esta matriz fueron transformados en porcentaje de frecuencias para cada una de las variables teniendo en cuenta la presencia o ausencia de alcornoque de cada punto. Estas frecuencias fueron posteriormente expresadas en forma de gráfico para describir su distribución en todo el territorio. Teniendo en cuenta las dos series de vegetación descritas para el alcornoque en la provincia de Huelva, hemos realizado una selección aleatoria de aproximadamente 500 Ha de alcornocal puro de cada una de las series y lo hemos comparado mediante regresión logística binomial con una selección equivalente de zona potencial de encina y por tanto de ausencia total de alcornoque. La regresión logística binaria resulta útil para los casos en los que se desea predecir la presencia o ausencia de una característica como es la presencia/ausencia de alcornoque según los valores de un conjunto de variables predictoras. Se trata de una regresión similar al lineal pero está adaptado para aquellos modelos en los que la variable dependiente es dicotómica. Empleamos el método condicional para introducir las variables de forma que pudiéramos escoger aquella ecuación que ofreciera mejores resultados y descartando así las variables menos implicadas. El punto de corte para la clasificación fue de 0,5. El estudio estadístico se llevó a cabo usando el programa SPSS 11.0. Los datos litológicos, al ser de tipo categórico, se han tratado de forma independiente en los análisis estadísticos y serán objeto de un estudio más profundo en un futuro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cuadro 1 muestra el análisis preliminar de los datos obtenidos para todas las variables. Se muestra en esta tabla la media, la desviación estándar, el rango y el coeficiente de variación para cada variable separadas en cuatro categorías. Por un lado los valores para el área total de estudio (la provincia de Huelva), y por otro los valores correspondientes a alcornoque puro (>60%), mixto (<60%) o ausente. Según estos datos, el alcornoque puro se encuentra distribuido en un 2,3% de la provincia mientras que un 3,6% lo está en forma de alcornocal mixto. Por tanto, un 94,1% del territorio muestra ausencia total de alcornoque a pesar de la potencialidad descrita para esta especie en la zona (*Rivas-Martinez, 1987*). Aparentemente, el alcornocal puro muestra valores superiores de altitud y de precipitación media anual. Por otro lado, muestra una cierta preferencia por los lugares más frescos y con menor ETP. En general se observa que los coeficientes de variación para las distintas variables son muy altos, especialmente en las zonas donde el alcornoque se encuentra ausente. Este resultado indica que muchas zonas que actualmente están asignadas como ausente de alcornoque, son en realidad zonas potenciales en las que esta especie ha sido talada o sustituida por otra. Esta ausencia de alcornoque en zonas potenciales que son consideradas como aquéllas de alcornoque ausente hace que el rango de variabilidad sea muy alto. Otro motivo de la enorme variabilidad puede ser debida a distintos tipos de formaciones de alcornoque, teniendo cada una de ellas preferencia por un rango de condiciones distintas como veremos al analizar los porcentajes de frecuencias.

Cuadro 1. Media, desviación estándar, rango y coeficiente de variación de cada uno de los parámetros estudiados.

	Variable	Media	D.E.	Rango	CV (%)
Área total	N	1.011.846 (100%)	-	-	-
	Altitud (m)	222,63	180,67	(0,00-977,92)	81,15
	Pendiente (%)	7,92	7,10	(0,00-78,30)	89,65
	Orientación (°N)	179,63	99,65	(0,00-360,00)	55,47
	Precipitación anual (mm)	812,87	83,92	(631,00-1143,00)	10,32
	Precipitación invierno (mm)	370,67	33,63	(308,00-507,00)	9,07
	Precipitación primavera (mm)	181,57	25,77	(134,00-276,00)	14,19
	Precipitación verano (mm)	38,37	7,76	(18,00-61,00)	20,22
	Precipitación otoño (mm)	239,17	17,00	(196,00-308,00)	7,11
	Temperatura media (°C)	16,94	0,80	(13,60-18,00)	4,72
	Temperatura Min. Enero (°C)	5,49	1,21	(1,70-7,60)	22,04
	Temperatura Max. Enero (°C)	14,92	1,20	(10,70-16,80)	8,04
	Temperatura media Julio (°C)	25,29	0,35	(23,20-26,90)	1,38
	ETP (mm/año)	841,64	28,52	(706,20-886,90)	3,39
Alcornoque puro	N	22.852 (2,3%)	-	-	-
	Altitud (m)	518,10	157,57	(63,17-921,50)	30,41
	Pendiente (%)	12,34	7,50	(0,10-53,39)	60,78
	Orientación (°N)	179,22	104,39	(0,02-360,00)	58,24
	Precipitación anual (mm)	922,73	72,02	(666,00-1141,00)	7,80
	Precipitación invierno (mm)	414,40	30,19	(313-498,00)	7,28
	Precipitación primavera (mm)	219,16	2,30	(145-273,00)	1,05
	Precipitación verano (mm)	48,60	5,29	(27,00-61,00)	10,88
	Precipitación otoño (mm)	256,24	15,87	(205,00-308,00)	6,19
	Temperatura media (°C)	15,65	0,71	(205,00-308,00)	4,54
	Temperatura Min. Enero (°C)	3,71	0,80	(1,90-6,70)	21,56
	Temperatura Max. Enero (°C)	13,05	0,90	(11,00-16,20)	6,90
	Temperatura media Julio (°C)	25,00	0,51	(23,30-26,30)	2,04
	ETP (mm/año)	794,73	28,36	(715,7-886,90)	3,57
Alcornoque mixto	N	36.686 (3,6%)	-	-	-
	Altitud (m)	396,88	154,16	(1,70-877,19)	38,84
	Pendiente (%)	11,14	7,04	(0,06-76,55)	63,19
	Orientación (°N)	176,42	107,58	(0,00-360,00)	60,98
	Precipitación anual (mm)	873,87	70,84	(648,00-1110,00)	8,11
	Precipitación invierno (mm)	393,19	28,42	(316,00-488,00)	7,23
	Precipitación primavera (mm)	203,99	20,92	(138,00-265,00)	10,25
	Precipitación verano (mm)	44,76	5,87	(24,00-59,00)	13,11
	Precipitación otoño (mm)	247,22	14,82	(202,00-301,00)	5,99

	Temperatura media (°C)	16,19	0,69	(14,00-18,00)	4,26
	Temperatura Min. Enero (°C)	4,35	0,91	(2,40-7,10)	20,92
	Temperatura Max. Enero (°C)	13,75	0,96	(11,30-16,60)	6,98
	Temperatura media Julio (°C)	25,24	0,42	(23,40-26,80)	1,66
	ETP (mm/año)	815,60	26,33	(721,60-878,10)	3,23
Ausencia de alcornoque	N	952.306 (94,1%)	-	-	-
	Altitud (m)	208,82	172,38	(0,00-977,92)	82,55
	Pendiente (%)	7,69	7,03	(0,00-78,30)	91,42
	Orientación (°N)	179,76	99,19	(0,00-360,00)	55,18
	Precipitación anual (mm)	807,88	81,89	(631,00-1143,00)	10,14
	Precipitación invierno (mm)	368,75	32,86	(308,00-507,00)	8,91
	Precipitación primavera (mm)	179,81	24,96	(134,00-276,00)	13,88
	Precipitación verano (mm)	37,88	7,60	(18,00-61,00)	20,06
	Precipitación otoño (mm)	238,44	16,80	(196,00-307,00)	7,04
	Temperatura media (°C)	17,00	0,77	(13,60-18,00)	4,53
	Temperatura Min. Enero (°C)	5,58	1,17	(1,7-7,6)	20,97
	Temperatura Max. Enero (°C)	15,01	1,16	(10,7-16,8)	7,73
	Temperatura media Julio (°C)	25,29	0,34	(23,2-26,9)	1,34
	ETP (mm/año)	843,76	27,10	(706,20-885,00)	3,21

Partimos a priori de dos situaciones que deben ser tenidas en cuenta durante todo el proceso de interpretación de los datos: 1.- Como ya hemos comentado, la distribución de *Quercus suber* en la zona de estudio no tiene por que representar necesariamente a la potencial ya que muchas zonas han podido ser deforestadas para su transformación en campos de cultivo, etc. Según esto, las zonas donde no hay *Q. suber* (ausencia de alcornoque en cuadro 1) no son necesariamente no potenciales. 2.- Algunas zonas de *Q. suber* pueden tener su origen en introducciones (reforestaciones) muy antiguas (ICONA, 1991, Gómez Cruz, 1992), sustituyendo a otras formaciones como las de *Q. ilex* subsp *ballota*. En otros casos se ha podido eliminar diferencialmente algunas especies como *Q. ilex* subsp *ballota* favoreciendo así el desarrollo de *Q. suber*. En estos dos últimos casos, las zonas en las que se encuentre presente *Q. suber* no son necesariamente potenciales ya que sería fácilmente desplazado en caso de regeneración del encinar. Teniendo en cuenta estas dos consideraciones, es posible que las correlaciones entre los parámetros ambientales y la distribución de alcornoque no sean muy estrechas por este motivo.

Las zonas clasificadas como alcornocal mixto y que presentaban dudas en cuanto a su estructura han sido visitadas con el fin de interpretar correctamente los resultados obtenidos. Según esto, las zonas con menos de un 60% de alcornoque son generalmente encinares en los que los alcornoque aparecen bien dispersos o en determinadas zonas en las que se dan ciertas características que permiten su desarrollo en el seno del encinar. Un claro ejemplo de esta situación son las vaguadas en las que la disponibilidad de agua es superior. Estas zonas con alcornocal mixto suelen tener una anchura inferior a 100 m, y por tanto, el factor determinante

de la presencia de alcornocal (p.e. las vaguadas) no está identificado en la matriz de datos. Aunque la información que ofrecen estos datos de alcornocal mixto es muy valiosa, hemos omitido estas áreas en el análisis de regresión logística por lo que, como veremos posteriormente, solo analizaremos alcornocal puro.

Los resultados del test de Kruskal-Wallis para la comparación de medias y análisis de varianza se muestran en el cuadro 2. Al tratarse de un elevadísimo volumen de datos las diferencias entre las medias para cada variable y cada tipo de presencia/ausencia de alcornoque son necesariamente significativas ($p < 0,05$), a pesar de tener algunas medias unos coeficientes de variación muy elevados.

Cuadro 2. Test no paramétrico de análisis de varianza de Kruskal-Wallis para los parámetros estudiados.

Kruskal-Wallis Test	χ^2	gl	p
Altitud	8790,50	2	0,000
Pendiente	2608,68	2	0,000
Orientación	51,32	2	0,000
Precipitación anual	7786,60	2	0,000
Precipitación invierno	7478,53	2	0,000
Precipitación primavera	8312,30	2	0,000
Precipitación verano	7887,03	2	0,000
Precipitación otoño	4958,08	2	0,000
Temperatura media anual	6864,89	2	0,000
Temperatura mínima de enero	7012,95	2	0,000
Temperatura máxima de enero	7180,32	2	0,000
Temperatura media de julio	992,21	2	0,000
ETP	7618,93	2	0,000

Cuando los datos completos de la matriz se convierten en porcentajes de frecuencia aparecen las distribuciones de cada parámetro en las que podemos comprobar el grado de fidelidad de cada uno de ellos con la presencia/ausencia de alcornoque. Estos porcentajes, expresados a modo de gráfica aparecen en las siguientes figuras. En la primera de ellas (figura 1) aparecen los datos de la altitud, pendiente y orientación expresados de esta forma. En esta gráfica se aprecia que la mayoría del alcornocal puro se establece en zona de cota elevada. Sin embargo, observando con detenimiento la gráfica vemos varios picos por debajo de 350 metros que indican la presencia esporádica de masas de alcornocal. A priori podemos concluir que los alcornocales de zonas altas, y por tanto menos codiciadas por el hombre para su transformación en cultivo, se han conservado mejor a lo largo del tiempo. Los alcornocales asentados en zonas llanas han sufrido más presión quedando menos representación. Por tanto, aunque en la

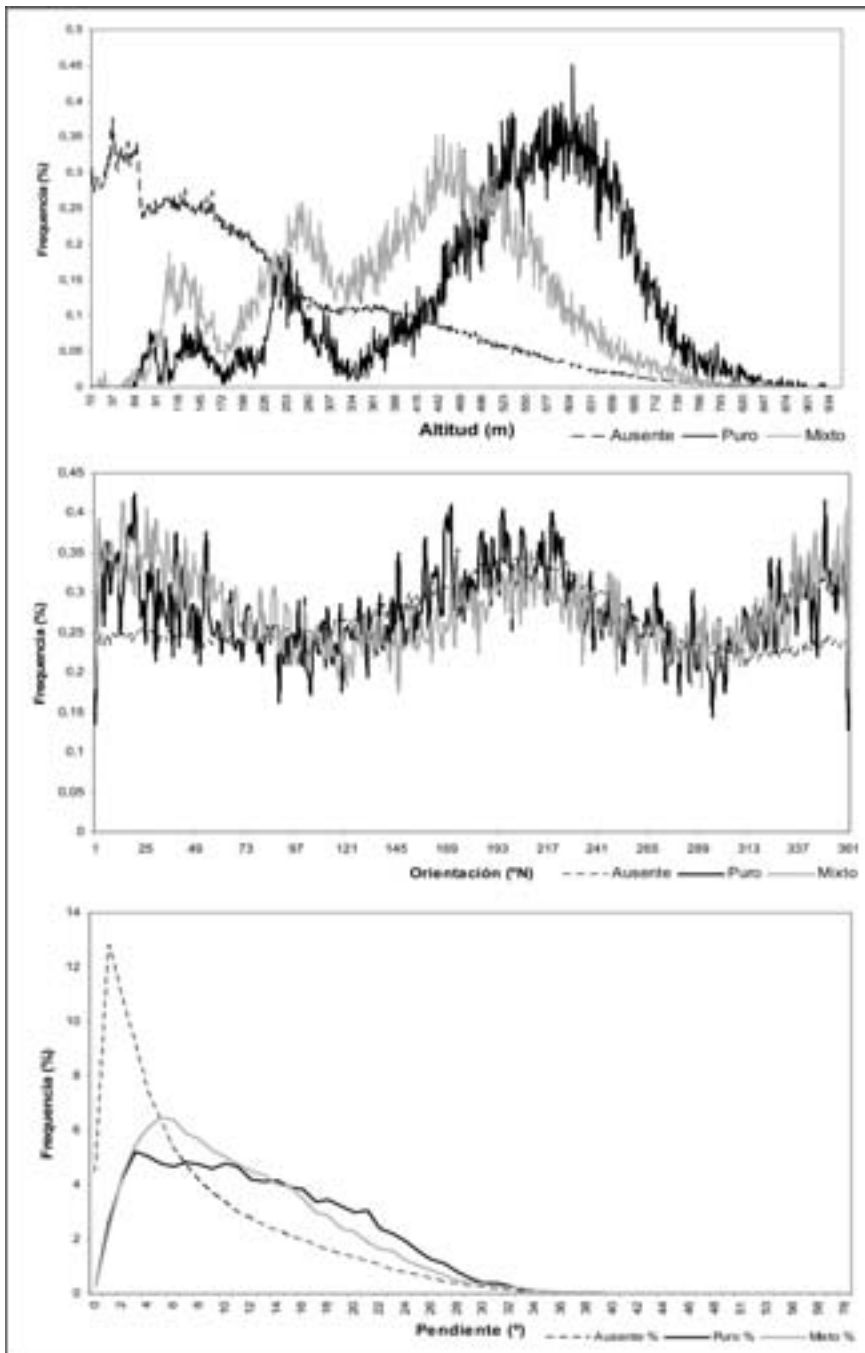


Figura 1. Porcentaje de frecuencia de presencia de alcornoque puro o mixto o ausencia de ambos con respecto a la altitud, orientación y pendiente en toda la zona de estudio.

zona norte de la provincia, el parámetro altitud parece indicar una preferencia del alcornoque, no ocurriría lo mismo en la zona sur donde incluso se detectan junto al mar (López González, 2001). En cuanto a la orientación, aunque aparentemente no existe una clara preferencia por ninguna de ellas, sí podemos comprobar como la orientación norte parece estar ocupada frecuentemente por alcornoques, tanto puros como mixtos. La tendencia del alcornoque a establecerse en zonas con orientación norte es lógica ya que suelen ser más húmedas y frescas.

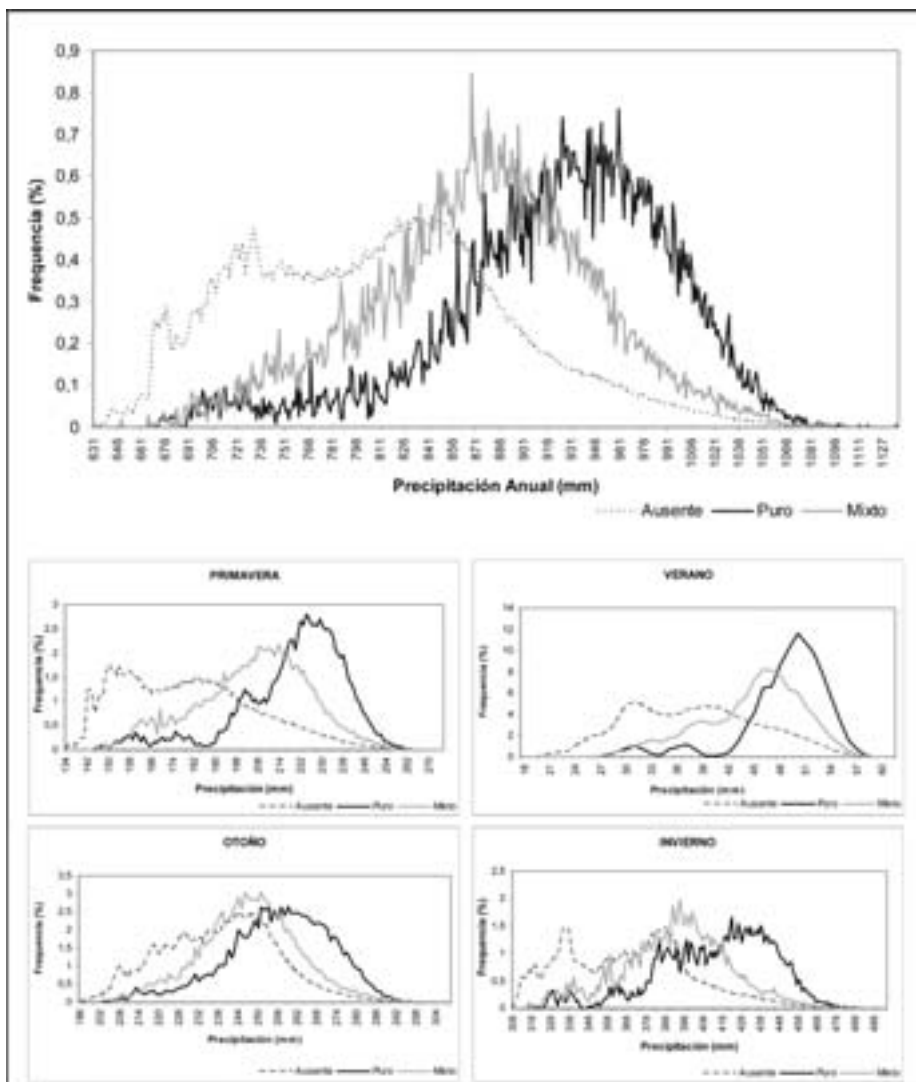


Figura 2. Porcentaje de frecuencias con respecto a la precipitación anual y estacional para la ausencia/presencia de alcornoque puro y mixto en el área de estudio.

Con respecto a la pendiente se observa una cierta tendencia a ocupar las zonas con pendientes medias quedando las zonas con menor pendiente sin presencia de alcornoque. De nuevo podemos concluir que aquellas zonas más o menos llanas y aptas para el establecimiento de cultivos han sido intensamente transformadas perdiendo su bosque de alcornoque original.

Con respecto a los parámetros meteorológicos, las gráficas de porcentaje de frecuencias con respecto a la lluvia anual y estacional aparecen en la figura 2. Los datos indican una clara preferencia del alcornoque por enclaves con precipitaciones elevadas (entre 850 y 1025), siendo especialmente relevantes las precipitaciones en verano y primavera y menos correlacionadas las de otoño. En cualquier caso, la distribución de alcornocal mixto siempre aparece desplazada e independiente de la distribución de alcornocal puro y ausente.

En la figura 3 aparecen los datos correspondientes a la temperatura media anual en la que comprobamos que los alcornocales muestran una clara preferencia por valores entre 14,5 y 16,5 aunque la distribución muestra un segundo pico de entre 16,7 y 17,1 correspondiente posiblemente a los alcornocales costeros más termófilos.

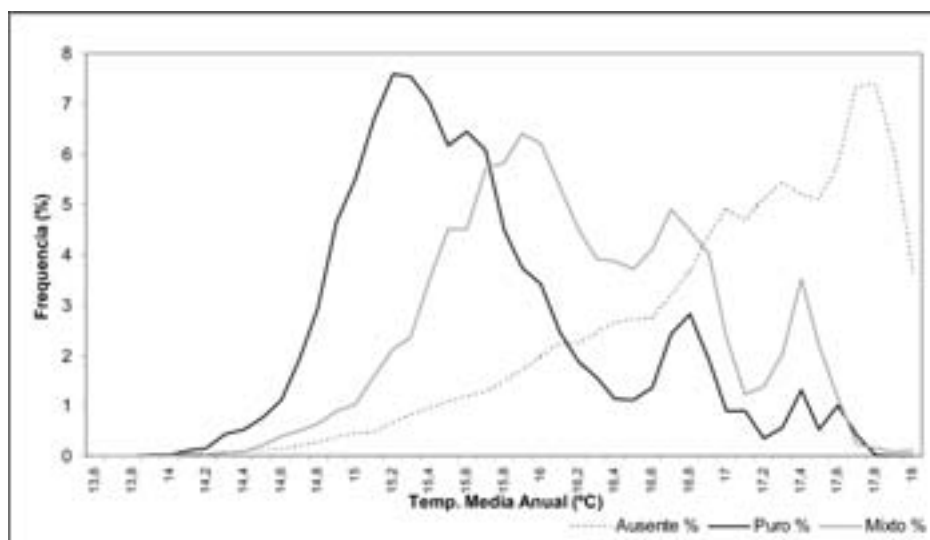


Figura 3. Porcentaje de frecuencias con respecto a la temperatura media anual para la ausencia/presencia de alcornoque puro y mixto en el área de estudio.

La distribución de anual y las temperaturas máximas y mínimas del mes más frío (Enero) y la media del mes más cálido (Julio) aparecen en la figura 4. Con respecto a las temperaturas máximas y mínimas del mes más frío y media del mes más cálido, la distribución de alcornoque muestra una preferencia por los lugares más frescos aunque con mínimos superiores a 2,7°C de temperatura media de las mínimas de enero, ya que es una especie sensible a las heladas (García-Mozo *et al.*, 2001). Sin embargo, ciertos picos a temperaturas medias del mes más frío superiores indican la presencia de alcornocales más termófilos.

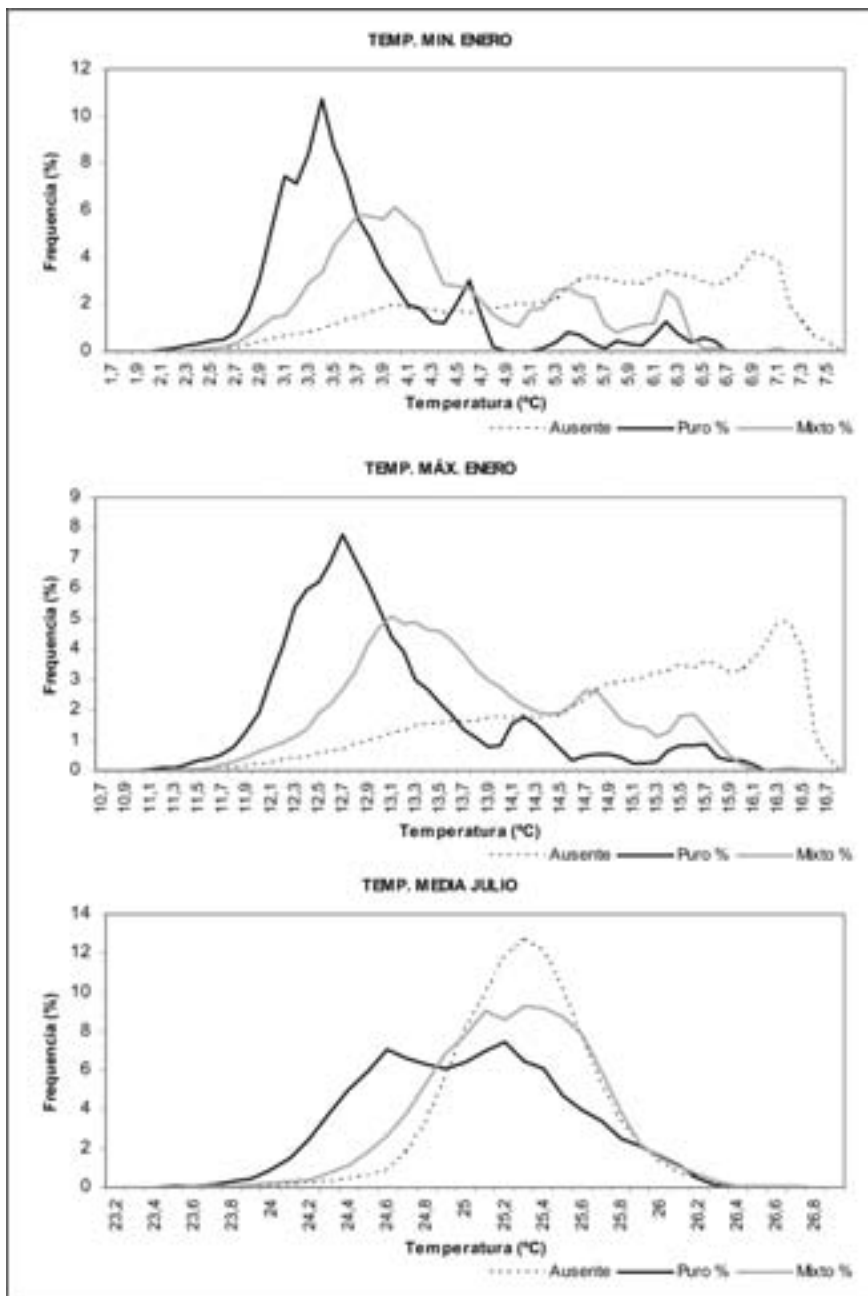


Figura 4. Porcentaje de frecuencias con respecto a las temperaturas máximas y mínimas del mes más frío (enero) y la media del mes más cálido (julio), para la ausencia/presencia de alcornoque puro y mixto en el área de estudio.

Por último, los valores de ETP aparecen en la figura 5. En ésta comprobamos como se diferencian claramente las zonas donde está presente el alcornoque y que frecuentemente tienen una ETP inferior a 825. No obstante, de nuevo encontramos un segundo pico que correspondería con alcornocales que se desarrollan en zonas con una ETP mayor con valores entre 850 y 860.

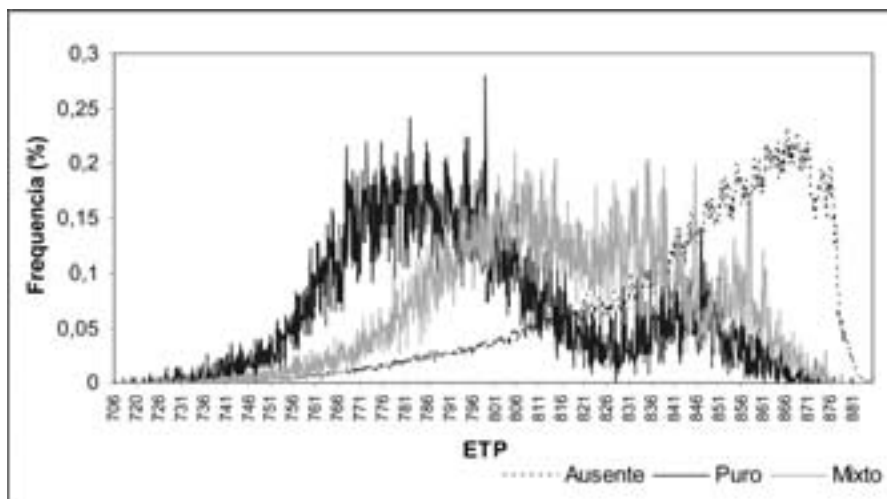


Figura 5. Porcentaje de frecuencias con respecto a la ETP para la ausencia/presencia de alcornoque puro y mixto en el área de estudio.

Los porcentajes de frecuencias con respecto a la litología para la ausencia/presencia del alcornoque puro y mixto en el área de estudio aparecen en la figura 6. En esta figura comprobamos que la litología ofrece una clara relación entre el tipo de roca y la presencia/ausencia de alcornoque, siendo las rocas plutónicas y volcánicas básicas claramente excluyentes mientras que unidades con dominancia de filitas, cuarcitas, arenas y areniscas muestran con una elevada frecuencia asentamientos de alcornocales. Es frecuentemente descrito que el alcornoque muestra preferencia por suelos ácidos (López González, 2001). Al no tener disponible una cobertura de tipos de suelo y la acidez de los mismos, hemos recurrido a la cobertura de composición de la roca madre. Aunque la constitución de la roca madre y la acidez de ésta no están directamente asociadas (un claro ejemplo lo encontramos en los fenómenos de decarbonatación que conduce a suelos ácidos de rocas carbonatadas), sí parece haber una cierta preferencia del alcornoque por aquellos suelos derivados de sustratos ricos en cuarcitas mientras que aquéllos de naturaleza básica lo excluyen (figura 6). Debido a la complejidad de estos datos, no los hemos tenido en cuenta en los análisis de regresión aunque serán considerados en estudios futuros debido al papel primordial que desempeña esta variable, junto con la edáfica, en la distribución de alcornoque.

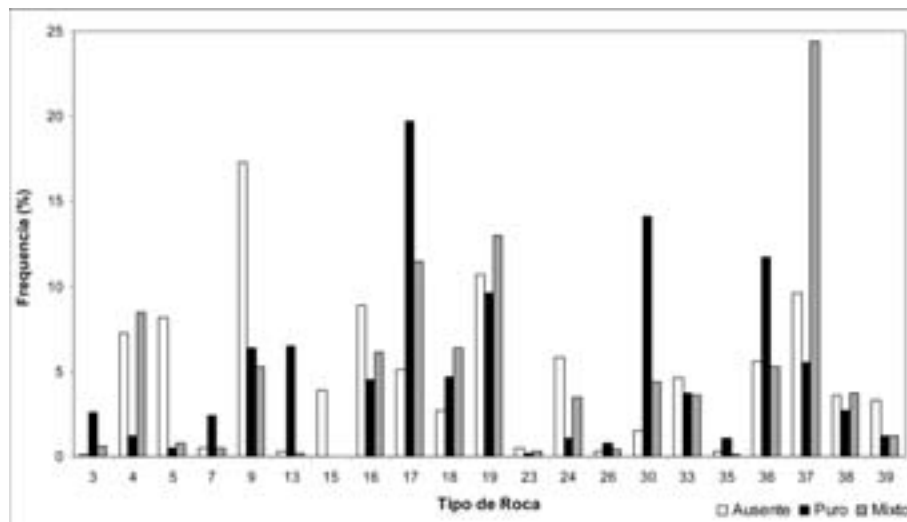


Figura 6. Porcentaje de frecuencias con respecto a la litología para la ausencia/presencia de alcornoque puro y mixto en el área de estudio. Tipo de rocas: 3 Rocas volcánicas ácidas, 4 Rocas volcánicas básicas, 5 Otras rocas volcánicas (brechas de material volcánico), 7 Rocas plutónicas ácidas, 9 Rocas plutónicas ultrabásicas, 13 Unidades con dominancia de mármoles, 15 Unidades con dominancia de cuarcitas, 16 Unidades con dominancia de esquistos, 17 Unidades con dominancia de filitas Filitas y cuarcitas, 18 Unidades con dominancia de pizarras, 19 Otras rocas metamórficas no calcáreas (gneisses), 23 Unidades con dominancia de calizas, 24 Unidades con dominancia de rocas calcáreas bioclásticas, 26 Unidades con dominancia de margas (margas y calcarenitas), 30 Unidades con dominancia de areniscas (con inclusiones de margas y arcillas), 33 Rocas conglomeráticas (conglomerados con inclusiones de brechas), 35 Rocas arcillosas (arcillas con inclusiones de calcarenitas), 36 Unidades con dominancia de arenas, 37 Unidades con dominancia de limos, 38 Unidades con dominancia de lutitas (lutitas, calizas y areniscas), 39 Otras rocas sedimentarias no consolidadas (arcillas y bloques de deslizamiento).

Los resultados de la regresión logística binomial para los alcornoques del norte de la provincia (*Sanguisorbo-agrimonioides Quercetum suberis* S.) aparecen en el cuadro 3. El porcentaje de acierto mediante la ecuación propuesta en el cuadro 4 es de un 95,3 %. El cuadro 4 muestra las variables que el modelo ha seleccionado para la ecuación, siendo $p < 0,05$ para todas las variables. Hasta 6 variables de un total de 13 han sido incluidas en el modelo, la mayoría de ellas con valor positivo en la ecuación. Tan solo la precipitación de invierno y la temperatura media de julio aparecen con valor negativo. Según esto, los lugares excesivamente húmedos en invierno podrían estar ocupados por otras formaciones como melojos (*Q. pyrenaica*) mientras que los muy calurosos en verano estarían ocupados por encinas (*Q. ilex* subsp *ballota*).

Con respecto a los alcornoques de la zona sur (*Oleo-Quercetum suberis* S.), los resultados aparecen en el cuadro 5. En este caso, el porcentaje de acierto alcanza un 96,8%. Las variables incluidas en el modelo figuran en el cuadro 6. En este caso, hasta 9 de las 13 variables incluidas en el análisis han sido seleccionadas para el modelo. Al igual que sucede en la zona norte, la precipitación de invierno aparece con signo negativo. Si comparamos las variables de la ecuación del sur con la de la zona norte comprobamos que han sido incluidas la temperatura media anual, las precipitaciones de verano y otoño y la máxima de enero. Es interesante señalar que en la zona sur, si bien la topografía es relativamente suave, el alcornoque prefiere aquellos

lugares relativamente elevados y con una cierta pendiente que permitan una eliminación del exceso de agua.

Cuadro 3. Tabla de clasificación de presencia/ausencia de alcornoque real y pronosticada mediante análisis de regresión logística binaria para la zona norte.

Tabla de clasificación		Presencia Alcornoque Pronosticada		Porcentaje correcto
		NO	SI	
Presencia Alcornoque Observada	NO	482	57	89,4
	SI	41	1506	97,3
Porcentaje global				95,3

Cuadro 4. Lista de variables incluidas en la ecuación del modelo de regresión de la zona norte de la provincia. Valor de β , desviación estándar, estadístico de Wald y valor de p para cada una de las variables seleccionadas en la ecuación.

Variable	β	D.E.	Wald	p
Altitud	0,021	0,010	4,812	0,028
Pendiente	0,316	0,024	175,084	0,000
Precip. Invierno	-0,096	0,031	9,266	0,002
Precip. Primavera	0,272	0,048	32,566	0,000
Temp mín enero	5,952	1,301	20,932	0,000
Temp media julio	-6,136	1,519	16,313	0,000
Constante	98,221	47,334	4,306	0,038

Cuadro 5. Tabla de clasificación de presencia/ausencia de alcornoque real y pronosticada mediante análisis de regresión logística binaria para la zona sur.

Tabla de clasificación		Presencia Alcornoque Pronosticada		Porcentaje correcto
		NO	SI	
Presencia Alcornoque Observada	NO	512	15	97,2
	SI	19	504	96,4
Porcentaje global				96,8

Cuadro 6. Lista de variables incluidas en la ecuación del modelo de regresión de la zona sur de la provincia. Valor de β , desviación estándar, estadístico de Wald y valor de p para cada una de las variables seleccionadas en la ecuación.

Variable	β	D.E.	Wald	P
Altitud	0,356	0,042	72,582	0,000
Pendiente	0,478	0,084	32,379	0,000
Precip. Invierno	-1,442	0,193	55,729	0,000
Precip. Verano	1,914	0,600	10,165	0,001
Precip. Otoño	0,968	0,155	39,131	0,000
Temp. media annual	11,201	5,643	3,940	0,047
Temp. mín. mnero	25,050	4,304	33,878	0,000
Temp. máx. enero	18,302	4,825	14,389	0,000
Temp. media julio	-27,113	4,506	36,211	0,000
Constante	224,378	132,832	2,853	0,091

En ambas ecuaciones no ha sido seleccionada como variable la ETP, por lo que, a pesar de la aparente correlación que existía entre la distribución de alcornoque y esta variable (ver figura 5), no tiene valor como predictora de la presencia/ausencia.

CONCLUSIÓN

La metodología empleada en este estudio demuestra la dependencia a ciertos parámetros ambientales del alcornoque en la provincia de Huelva. La escala de trabajo, la de mayor detalle empleada hasta la fecha, ha resultado ser muy eficiente a la hora de evaluar y cuantificar los valores de las variables que se encuentran más íntimamente ligados a los bosques de alcornoque. La regresión logística binomial demuestra ser una eficaz herramienta a la hora de analizar la relación entre las variables y la presencia/ausencia de alcornoque. En estudios futuros emplearemos las ecuaciones obtenidas mediante regresión logística binomial para establecer el mapa de distribución potencial para esta especie. Según los resultados obtenidos en estos estudios de distribución, plantearemos la posibilidad de ampliar la zona de estudio a toda Andalucía e incluso a otras zonas de Europa, siempre dependiendo de la información base disponible.

REFERENCIAS

Carrión, J.S., Parra, I., Navarro, C., y Munuera, M. (2000): Past distribution and ecology of cork oak (*Quercus suber*) in the Iberian Peninsula: a pollen analytical approach. *Diversity and Distributions* 6:29-44.

- Costa Tenorio, M., C. Morla Y H. Sainz (1997): *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Planeta. Barcelona. 600 p.
- Fernández García, F. (1996): *Manual de climatología aplicada. Clima, medio ambiente y planificación*. Colección Espacios y Sociedades. Editorial Síntesis, Madrid. 680 p.
- Gómez Cruz, M. (1992): *Atlas histórico forestal de Andalucía. Siglo XVIII*. Universidad de Granada. 73 p.
- H. García-Mozo, P. J. Hidalgo, C. Galán, M.T. Gómez-Casero Y E. Domínguez. (2001): Catkin frosh damage in mediterranean cork-oak (*Quercus suber*). *Israel Journal of Plant Science* 49:41-47.
- ICONA, (1991): *Catálogo de los montes públicos exceptuados de la desamortización (suplemento) 1862*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. 294 p.
- López González, G. (2001): *Los árboles y arbustos de la Península Ibérica y Baleares*. Editorial Mundi-Prensa. Madrid. 896 p.
- Montoya Oliver, J.M. (1981): *Áreas potenciales y óptimas de Q. suber L. en España*. Com. INIA Serie Recursos Naturales nº 11. Madrid. 12 p.
- Rivas-Martínez, S. (1987): Memoria del mapa de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.-ICONA. Madrid. 450 p.
- Thorntwaite, C. W. (1948): An approach toward a rational classification of climate. *Geographic Review* 38:55-94
- Vélez G., R. Tapias, G. López. (2000): Mortalidad de alcornoques (*Quercus suber*) y encinas (*Quercus ilex* subsp *ballota*) en las dehesas de Beas y Valverde del Camino. (provincia de Huelva, España). *Congresso Mundial do Sobreiro e da Cortiça Worldcorkcongress*. Lisboa.

Metodología para la definición de la distribución potencial de las especies vegetales en Castilla y León. Aplicación para *Quercus pyrenaica* y *Fagus sylvatica*

S. Hernández Navarro¹, J. Gil San Martín¹, V. Pando Fernández²,
R. San Millán Fernández², A. Gómez Milder¹ y C. de Castro de la Cruz¹

- (1) Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal, E.T.S.II.AA., Universidad de Valladolid, Campus de la Yutera, Avenida de Madrid, 44, 34004, Palencia.
(2) Sección Departamental de Estadística e Investigación Operativa, E.T.S.II.AA., Universidad de Valladolid, Campus de la Yutera, Avenida de Madrid, 44, 34004, Palencia.

RESUMEN

La planificación forestal tiene como objetivos principales la conservación y restauración del paisaje. Para lograr estos objetivos es necesario tener información de buena calidad sobre el territorio, que permita conocerlo desde el punto de vista espacial. Sin embargo, la disponibilidad de dicha información geográfica no es suficiente, pues además debe ir acompañada de métodos de análisis objetivos, que permitan delimitar espacialmente las áreas de actuación, así como definir qué acciones son prioritarias o recomendables.

Los Modelos de Idoneidad son una alternativa que facilita la toma de decisiones a la hora de establecer las medidas de conservación y restauración. Se considera un Modelo de Idoneidad al modelo de distribución potencial de una especie, cuyo objetivo es la asignación a cada punto del espacio geográfico de un valor de idoneidad para la presencia / ausencia de la especie estudiada. Por tanto, podría resultar muy interesante la creación de una cartografía con los mapas de distribución potencial de las principales especies vegetales de Castilla y León a partir de sus Modelos de Idoneidad.

*En el presente estudio se han realizado los Modelos de Idoneidad para dos especies típicas de Castilla y León: el Rebollo (*Quercus pyrenaica*) y el Haya (*Fagus sylvatica*). Inicialmente se ha realizado un análisis estadístico de las variables ambientales (como variable dependiente, la vegetación y como variables independientes la elevación, la pendiente, la insolación potencial, la precipitación, la temperatura y la geología). A continuación se integran espacialmente con datos cartográficos mediante un SIG, obteniendo así, los Modelos*

de Idoneidad. Estos modelos se construyen combinando las variables ambientales mediante un modelo paramétrico, que es la RLM (Regresión Logística Multivariable) y los modelos no paramétricos de Árboles de Decisión y "Multivariate Splines". Los resultados obtenidos se comparan empleando el método denominado Curva ROC (Receiver Operating Characteristic).

El Modelo de Idoneidad final se confrontará con el mapa forestal de Castilla y León para comparar el área real que ocupa la especie vegetal con el área potencial que define el modelo.

Palabras Clave: *Planificación forestal, modelos de Idoneidad, SIG*

ABSTRACT

The main goals of forest management are landscape conservation and restoration. In order to achieve these goals and get a spatial knowledge, good quality information about the territory is necessary. However, geographical information is not enough, it should always be linked to objective analysis methods that allow the establishment of the spatial areas under study, and the establishment of priority or relevant actions.

The suitability models are a good option that would facilitate the process of decision making in the establishment of conservation and restoration measures. The suitability models are defined as species potential distribution models that assign a suitability value (presence/absence) to each geographical point for the species under study. As a result of the implementation of these suitability models, we would develop a collection of maps that would represent the potential distribution of the different species that inhabit Castilla y León.

*In order to obtain the suitability model of the species under study (*Fagus sylvatica* and *Quercus pyrenaica*), a statistical analysis of the environmental variables will be carried out (vegetation as the single-response variable, and altitude, slope, potential hillshade, precipitation, temperature and geology as the predictor variables) and a subsequent spatial integration with the cartographic data by means of a Geographical Information System (GIS) will result in the pursued model. These models will be developed combining the environmental variables in a parametric model, the Multivariate Logistic Regression (MLR), and two different non-parametric models, Regression and Classification Trees and Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS). The results obtained in this process will be compared using a method called Receiver Operating Characteristic (ROC curves).*

The final suitability model will be confronted to the forest map of Castilla y Leon to compare the real area occupied by the species and the potential area defined by the model.

Key Words: *Forest planning, potencial distribution models, GIS.*

INTRODUCCIÓN

La planificación forestal de un territorio es un intento de resolver una serie de problemas incluyendo la conservación y restauración del paisaje. En una zona como es la Península Ibérica, en la que los bosques se han ido eliminando de forma continuada durante los últimos siglos, dos de las mayores estrategias de cualquier plan forestal son reducir la fragmentación de los bosques y la conservación de su biodiversidad.

Para lograr estos objetivos es necesario tener información de buena calidad sobre el territorio, que permita conocer dicho territorio desde el punto de vista espacial. Sin embargo, la información geográfica no es suficiente, debe ir acompañada de métodos de análisis objetivos, que permitan, entre otras cosas, delimitar espacialmente las áreas de actuación, así como definir qué acciones son prioritarias o recomendables.

Los Modelos de Idoneidad son una alternativa raramente empleada en la planificación forestal. El conocimiento de la distribución potencial de las especies vegetales puede facilitar la toma de decisiones a la hora de establecer las medidas de conservación y restauración. Además, podría ayudar a la identificación de las áreas donde la realización de estas actuaciones es prioritaria.

Los Modelos de Idoneidad son, esencialmente, modelos de distribución potencial de especies vegetales, y su objetivo es la asignación a cada punto del espacio geográfico de un valor de idoneidad para la presencia/ausencia de la especie estudiada. El valor de idoneidad se estima mediante un proceso estadístico que establece las relaciones, si las hubiera, entre la presencia/ausencia reales y los valores de dichas variables. Este procedimiento garantiza la validez científica y objetividad del método.

Teniendo en cuenta todo lo expuesto anteriormente, podría resultar muy interesante la creación de una cartografía, a escala 1/50.000, con los mapas de distribución potencial de las principales especies vegetales de Castilla y León.

Estos modelos de idoneidad se crean utilizando en el análisis estadístico las siguientes variables ambientales, como variables independientes, la elevación, la pendiente, la insolación potencial, la precipitación, la temperatura y la geología y, como variable dependiente la vegetación. Estos análisis se realizan mediante un modelo paramétrico, el RLM (Regresión Logística Multivariante), y dos modelos no paramétricos, los Árboles de Regresión y Clasificación y MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*). Una vez creados, estos modelos se integran con datos cartográficos mediante un SIG, para después comparar los resultados utilizando las curvas ROC (*Receiver Operating Characteristic*).

El Modelo de Idoneidad final se confrontará con el mapa forestal de Castilla y León para comparar el área real que ocupa la especie vegetal con el área potencial que define el modelo.

DESARROLLO DEL TRABAJO

Ámbito de estudio

La superficie de estudio es la totalidad de la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Meseta Septentrional que limita, al norte, con la Cordillera Cantábrica; al sur, separándola de

la meseta meridional, se encuentra el Sistema Central, y al este el Sistema Ibérico. Al oeste limita con el Macizo Galaico y Portugal.

Castilla y León se encuentra entre las coordenadas UTM del Huso 30 N:

- $X_{\text{mín}} = 160.000$

- $X_{\text{máx}} = 605.000$

- $Y_{\text{mín}} = 4.400.000$

- $Y_{\text{máx}} = 4.800.000$

Objetivos

Los objetivos de este estudio son dos:

- Elaborar una metodología sistemática para la definición de la distribución potencial de las diferentes especies vegetales existentes en Castilla y León.
- Elaborar los Modelo de Idoneidad del *Quercus pyrenaica* y de *Fagus sylvatica* en Castilla y León.

Como punto de partida se emplea la metodología desarrollada por *Felicísimo* (2003) en la Comunidad Autónoma de Extremadura.

Metodología

Se realiza inicialmente un análisis estadístico de las variables ambientales para su posterior integración espacial con datos cartográficos ambientales, obteniendo así, los Modelos de Idoneidad.

La metodología propuesta utiliza como variable dependiente, del análisis estadístico, la vegetación y como variables independientes la elevación, la pendiente, la insolación potencial, la precipitación, la temperatura y la litología.

La elevación y la pendiente

Para representar la elevación se utilizará el Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de la Junta de Castilla y León (escala 1/50.000). La pendiente se calcula, a partir del MDE, mediante el paquete informático Arcview.



Figura 1. Pendiente.

Insolación Potencial

Se realiza a partir del MDE de la Junta de Castilla y León con una resolución temporal de 18 minutos y espacial de 500 metros.

Para los posteriores análisis se van a utilizar las insolaciones de los equinoccios, solsticios y los puntos medios. Con estos datos se calcula la irradiancia potencial cuando la declinación es de $\pm 23,45^\circ$, ± 12 , y 0° . Siendo los valores obtenidos:

Día	Declinación	Irradianción (kJ/m ² /día)
21 de diciembre (355)	-23,45	6159,44
5 de febrero (50) y 22 de octubre (295)	-12	20016,76
20 de marzo (79) y 22 de septiembre (265)	0	13690,50
22 de abril y 19 de julio (232)	12	17614,70
21 de junio (172)	23,45	41448,22



Figura 2. Insolación de primavera.

Precipitaciones y Temperaturas

Se aplican los modelos estadísticos de estimaciones climáticas para la España peninsular (Sánchez Palomares *et al.*, 1999), que utilizan como variable dependiente, para la estimación estadística, el valor climático (temperatura y precipitación) y como variables regresoras la altitud y las coordenadas UTM (en metros y referidos al huso 30 Norte).

Los modelos estadísticos de estimación se crean para cada cuenca hidrográfica, estableciendo como criterio de división los distintos elementos del relieve que definen el territorio. En Castilla y León existen cuatro cuencas: cuenca Norte, cuenca Duero, cuenca Tajo, cuenca Ebro.

Los valores climáticos a estimar son las precipitaciones medias por trimestre y las temperaturas medias del mes más cálido y del mes más frío. Se toma como mes más cálido el mes de julio, y como mes más frío el mes de enero, ya que son los meses utilizados para la clasificación en ecorregiones de la Península Ibérica (Rosselló *et al.*, 1996). La escala de estos mapas son 1/200.000.

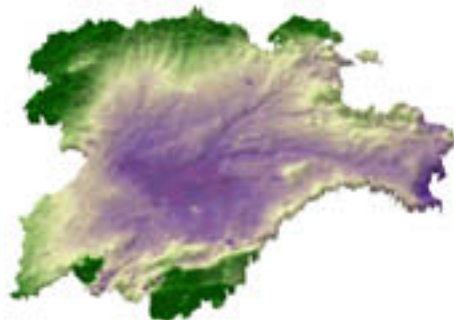


Figura 3. Precipitaciones del cuarto trimestre.

Además de las variables anteriores, se tiene en cuenta como variable independiente, en una segunda aproximación, la litología.

Litología

La influencia de la naturaleza silíceo y caliza en la distribución de las especies vegetales en Castilla y León, hacen necesario tener en cuenta esta variable en la elaboración de los Modelos de Idoneidad.

Se utiliza el mapa litológico de la Junta de Castilla y León, escala 1/500.000

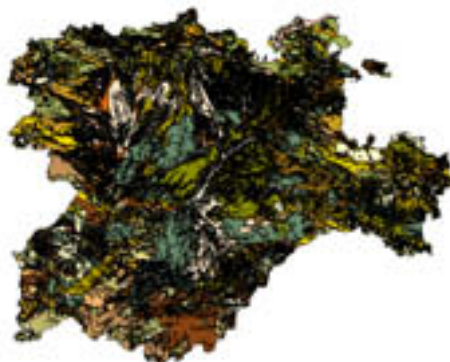


Figura 4. Mapa litológico.

Para la construcción de los Modelos de Idoneidad estas variables se combinan mediante métodos estadísticos utilizando los siguientes paquetes informáticos:

- SPSS (Statistical Package for Social Science), con licencia del Campus de Palencia.
- S-PLUS, con licencia de “Sección departamental de Estadística e Investigación Operativa”.
- Rgui, licencia de libre distribución.

Estos paquetes informáticos, permiten analizar los datos mediante un modelo paramétrico, que es la RLM (*Regresión Logística Multivariable*) y dos modelos no paramétricos que son los Árboles de Regresión y Clasificación y MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*). Los resultados obtenidos mediante la aplicación de los modelos anteriores se comparan empleando el método denominado Curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*).

El RLM es el método más utilizado actualmente, sin embargo, el método de Árboles de Regresión y Clasificación y MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*) han sido raramente empleados, no sólo para la creación de Modelos de Idoneidad, sino en general, en trabajos que manejan variables espaciales.

Regresión Logística Multivariable (RLM)

La RLM permite crear modelos de idoneidad ya que la variable dependiente es dicótoma (presencia/ausencia) y admite variables independientes con distribuciones no gaussianas. El resultado varía entre 0 y 1 por lo que resulta adecuado para generar un modelo de probabilidad (*Jongman et al.*, 1995). Sin embargo, exige la linealidad en la relación entre las variables independientes y los logit.

La introducción de la componente espacial en la RLM para generar modelos cartográficos es reciente y suelen integrarse como una herramienta de desarrollo en los sistemas de información geográfica (*Guisan et al.*, 1998).

Árboles de Regresión y Clasificación (*Classification and Regression Trees*)

Los modelos basados en árboles de regresión y clasificación son una alternativa a los modelos lineales o aditivos, a la hora de resolver los problemas de regresión. Los modelos de árboles se ajustan mediante una sucesión de los datos formando subconjuntos homogéneos. El resultado es un árbol de normas jerarquizadas de decisión, muy útil para la predicción o clasificación.

La utilización de este método es frecuente en diversos ámbitos de aplicación como la medicina, la economía, el análisis de riesgos y la clasificación de imágenes satélite entre otros.

MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*)

El MARS es un método estadístico desarrollado a partir de los años 90 por el físico y estadístico *Friedman* (1991). Se trata de una herramienta de modelización que permite automatizar la construcción de modelos de predicción para variables dependientes tanto continuas como binarias.

El método se basa en la construcción de modelos flexibles ajustando regresiones lineales “segmento por segmento” (*piecewise*), lo que significa que la no linealidad del modelo se aproxima mediante el uso de modelos de regresión separados en distintos intervalos del conjunto de datos, y la pendiente de la ecuación de regresión cambia de un intervalo a otro.

Una de las principales aplicaciones del programa es para la toma de decisiones económicas y estudios de mercado financieros. También se ha aplicado en el estudio del modelado.

Curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*)

Para el control del ajuste y la comparación de los resultados obtenidos se emplea un método denominado curva ROC. Estas curvas se emplean fundamentalmente para distinguir la habilidad de discriminación de diferentes métodos estadísticos que combinan diferentes reglas y variables para la generación de modelos predictivos.

El Modelo de Idoneidad final obtenido se confrontará con el mapa forestal de Castilla y León para comparar el área real de la especie vegetal con el área potencial que se definen mediante el modelo.

CONCLUSIONES

Con el presente estudio se trata de elaborar una metodología que permita desarrollar los Modelos de Idoneidad de las distintas especies vegetales presentes en Castilla y León, para la posterior creación de una base cartográfica a nivel regional. En una primera aproximación se aplica al caso particular del haya (*Fagus sylvatica*) y el rebollo (*Quercus pyrenaica*).

A partir de los análisis preliminares llevados a cabo para la obtención de la distribución potencial del haya y el rebollo, se espera que esta distribución potencial coincida, en gran medida, con la distribución real de las especies objeto de estudio.

REFERENCIAS

- Felicísimo, Ángel M. (2003): *Proyecto de Investigación 2PR01C023*. Aprobado en el II Plan Regional de Investigación, Desarrollo Tecnológico e Innovación de Extremadura, cofinanciado por la Junta de Extremadura y FEDER (Fondo Europeo de Desarrollo Regional).
- Friedman, J. H. (1991): Multivariate adaptive regression splines. *Annals of Statistics* 19 : 1 – 141.
- Gómez Muñoz, A. (2003): *Distribución potencial de especies arbóreas en las dehesas de Extremadura mediante sistemas de información geográfica*. PFC Universidad de Extremadura.
- Guisan, A., Theurillat, J. P., Kienast, F. (1998): Predicting the Potential Distribution of Plant Species in an Alpine Environment. *Journal of Vegetation Science* 9:65-74.
- Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F., Van Tongeren, O. F. R. (1995): *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, pp. 43-44.
- Sánchez Palomares, O., Sánchez Serrano, F & Carretero Carrero, M^a. P. (1999): *Modelos y Cartografía de Estimaciones Climáticas Termopluriométricas para la España Peninsular*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, pp. 8-22 y 56-59.
- Roselló, E., Castejón Ayuso, R., Sánchez – Serrano, M., Tella Ferreiro, G., Sánchez Palomares, O., González Adrados, J. R., Allué Andrade, J. L. (1996): *Clasificación Biogeoclimática de España Peninsular y Balear*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, pp. 9-37.

Un índice de pastoreo potencial y un índice de conservación de lagunas saladas, dos ejemplos prácticos de utilización del SIG en la construcción de índices ambientales

M^a A. Casterad, M^a A. Asensio, C. Castañeda e I. Casasús

Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón. Gobierno de Aragón. Avda. Montañana, 930, 50059 Zaragoza. e-mail:acasterad@aragob.es

RESUMEN

La obtención de índices ambientales requiere la elección de una serie de parámetros a combinar mediante algoritmos más o menos complejos. Esta elección no suele ser sencilla, teniendo habitualmente carácter espacial muchos de los parámetros que se combinan. Los sistemas de información geográfica (SIG) son por tanto de gran utilidad para la obtención de estos índices. En este trabajo se presentan los pasos seguidos para la construcción de dos índices ambientales utilizando SIG: un Índice de Pastoreo Potencial del Parque de la Sierra y los Cañones de Guara (Huesca) y un Índice de Conservación de las saladas de Monegros Sur (Zaragoza). Estos índices son una combinación lineal de diferentes variables cuantitativas y/o cualitativas, cuyo peso se ha determinado en función de la importancia relativa de cada variable y de su correlación con una variable de referencia, carga ganadera para el Índice de Pastoreo Potencial y estado de conservación actual para el Índice de Conservación de las saladas. Ello ha requerido una categorización previa de cada variable y la asignación de un valor numérico a cada categoría definida. La valía del Índice de Pastoreo Potencial se ha constatado comparando el Mapa de Potencial de Pastoreo, obtenido al aplicar el índice, con un Mapa de Pastoreo y Carga Ganadera Actual. La del Índice de Conservación de las saladas se ha constatado comparando los resultados obtenidos al aplicar el índice con datos de campo disponibles sobre el estado de conservación actual de dichas saladas. El Índice de Pastoreo Potencial ha permitido detectar desequilibrios entre el aprovechamiento actual y potencial de los pastos del Parque y establecer propuestas de actuación. El Índice de Con-

servación de las saladas ha mostrado el deterioro que las saladas están sufriendo y servirá para realizar evaluaciones metódicas de la degradación de estos hábitats.

Palabras Clave: Índices ambientales, SIG, potencial de pastoreo, saladas, conservación.

ABSTRACT

Environmental indexes consist of more or less complex algorithms through which different parameters are combined. Their election is not simple, due to the spatial character of many of these variables. Geographical Information Systems (GIS) are therefore very useful for the construction of these indexes. In the current study, the steps involved in the development of two environmental indexes using GIS are presented: a Grazing Potential Index in Sierra de Guara Natural Park (Huesca), and a Playa-lakes Conservation Index in Monegros Sur (Zaragoza). Both of them are a linear combination of different quantitative and qualitative variables, the weight of which has been determined according to their relative importance and their correlation with a reference variable, which in the case of the Grazing Potential Index is actual stocking rate, and in the playa-lakes Conservation Index is actual conservation status. Each variable has been previously categorized, and a numeric value has been assigned to each category. The Grazing Potential Index has been validated by comparing the Map of Potential Grazing, obtained by applying this index, and the Map of Actual Stocking Rate. For the validation of the playa-lakes Conservation Index, actual preservation state of playa-lakes according to field data has been compared with the results obtained by applying the corresponding index. The Grazing Potential Index has allowed to detect unbalances between actual and potential pasture use, and to propose according management strategies. The use of the playa-lakes Conservation Index has evidenced the actual status of these salt lakes, and would be used for periodical evaluations of these habitat degradation.

Key Words: Environmental indexes, GIS, potential pasture use, playa-lakes, conservation.

INTRODUCCIÓN

El manejo de los ingredientes ambientales es complejo y por ello, frecuentemente, se usan parámetros que evalúan aspectos ambientales vinculados muchas veces a intereses socioeconómicos. Con estos parámetros se pretende simplificar y cuantificar fenómenos complejos para poder registrar los cambios en el medio y sistematizar su estudio.

El uso de observaciones como indicadores cuantificables, y su combinación en índices con asignación de diferentes pesos, es una técnica empleada para valorar el estado del medio (Rivas *et al.* 1997). La identificación y medida de los parámetros a combinar en los índices mediante algoritmos más o menos complejos dependen del observador. Esta elección no suele ser sencilla, teniendo habitualmente carácter espacial muchos de los parámetros que se combinan.

Los sistemas de información geográfica (SIG) son por tanto de gran utilidad para la obtención de estos índices (Edeso, 1995; Moizo, 2004), permitiendo además realizar evaluaciones a diferentes escalas espaciales y temporales y ofreciendo a los gestores ambientales una interesante herramienta para el análisis, la planificación y la gestión del territorio.

A pesar de la reconocida importancia de los indicadores e índices ambientales, su definición y estandarización es complicada debido a que sólo son aplicables a una escala de trabajo específica, a la falta de coordinación entre organizaciones e instituciones de gestión, a la baja prioridad que han tenido en la formulación de políticas y en la toma de decisiones, y sobre todo, a la carencia de información básica. Por tanto, es difícil encontrar en la bibliografía definiciones y estandarizaciones de indicadores e índices ambientales que permitan sistematizar el estudio que se piensa abordar.

La Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA) tiene un listado abierto de más de 140 indicadores ambientales (<http://themes.eea.eu.int/indicators/>) que revelan problemas muy generales derivados del uso del aire, agua, suelo y naturaleza. En España, el Ministerio de Medio Ambiente presentó en 1996 el Sistema Español de Indicadores Ambientales (MMA, 2000) estableciendo un sistema de indicadores ambientales clasificados por áreas temáticas. A finales del 2000 se presentó el Tronco común de Indicadores Ambientales que incluye, además de 60 indicadores ambientales, 27 indicadores socio-económicos y sectoriales (Schiller *et al.*, 2003).

Afines a los índices ambientales que se muestran en este trabajo, un Índice de Pastoreo Potencial (IPP) y un Índice de Conservación (IC) de lagunas saladas, se encuentran los trabajos de Bailey (2001) y Brock y Owensby (2000), que utilizan el SIG para mejorar la distribución del pastoreo del ganado y crear modelos de predicción de pastoreo respectivamente; y el trabajo de Rivas *et al.* (1997), en el que se proponen una serie de índices e indicadores cuantitativos que incorporan aspectos geomorfológicos a las evaluaciones ambientales, y se indica la metodología seguida para su obtención.

En esta misma línea, el presente trabajo muestra una posible metodología a seguir en la construcción de índices ambientales con SIG, resultado de la experiencia de construcción de un IPP del Parque de la Sierra y los Cañones de Guara (Huesca) y un IC de las saladas de Monegros Sur (Zaragoza).

CONSTRUCCIÓN DEL ÍNDICE

Recopilación de la información territorial relacionada con el índice propuesto

Conocer y recopilar la información sobre el territorio relacionada con el aspecto ambiental a evaluar es el primer paso en la construcción de un índice ambiental. La escasa información que normalmente se encuentra suele provenir de diferentes fuentes y estar en diferentes formatos, siendo necesario uniformizarla antes de su incorporación en el SIG.

Así por ejemplo, en los dos casos de estudio que se presentan se contaba con información territorial general (carreteras, núcleos urbanos, ríos, embalses, etc.), ortofotos, mapas topográficos, delimitación de las áreas de estudio, zonas afectadas por planes de ordenación, de obras, etc., careciéndose sin embargo de información básica. No se tenía caracterizado el sistema

ganadero en el Parque de la Sierra y los Cañones de Guara, aspecto que se solventó realizando encuestas a todos los ganaderos usuarios del Parque, encuestas que posteriormente se plasmaron en el Mapa de Pastoreo y Carga Ganadera Actual; y faltaba cartografía básica de suelos y vegetación a escala adecuada de las saladas, lo que supuso tener que realizar una campaña de campo específica en la que, además de completarse el inventario de las saladas existente, se registraron aspectos básicos de las saladas como el talud, los vertidos de piedras, la vegetación halófila, los cultivos y el agua, que son indicadores visuales relacionados con su conservación.

Determinación de las variables a considerar

Recopilada la información territorial necesaria se procede a generar con herramientas SIG nuevas variables derivadas de dicha información, útiles para la construcción y validación del índice. Así por ejemplo, a partir de las encuestas a los ganaderos, en las que se recogía información de pastoreo, se creó el Mapa de Pastoreo y Carga Ganadera Actual; a partir del mapa de carreteras y caminos escala 1:25.000 se obtuvo el mapa de distancia a pistas; y a partir de la información recopilada en campo de las saladas se obtuvo el mapa de invasión de las saladas por los cultivos.

Basándose en la bibliografía consultada sobre trabajos similares, en el conocimiento de la zona de estudio y en la propia experiencia, se seleccionan las variables con las que construir el índice. En los Cuadros 1 y 2 se indican las variables consideradas en los dos índices presentados.

Las variables del IPP, basadas en distancias, se determinaron a partir de la distancia media de cada polígono pastado a cada variable original, por ejemplo *Distancia a pistas* es la distancia media de cada polígono pastado a las pistas. La *Altitud* y la *Pendiente* corresponden a la altitud media y pendiente media de cada polígono pastado.

Categorización de cada variable

Las variables utilizadas pueden ser continuas o categóricas. Por razones prácticas todas son consideradas como variables categóricas, estableciéndose una clasificación de las mismas según fines comparativos. El objetivo perseguido es tener clasificado el territorio cualitativamente según el índice ambiental establecido.

A cada una de las categorías establecida por clase se le asigna un código numérico que refleja su influencia en el aspecto ambiental evaluable (Cuadros 1 y 2). Además, este código es imprescindible para poder realizar con herramientas SIG las diferentes operaciones necesarias para la construcción y representación del índice.

En el IPP todas las variables, excepto *tipo de pasto*, se clasificaron en cuatro categorías a las que se les asignaron códigos de 1 a 4. En *tipo de pasto* los códigos se asignaron según su valor forrajero basándose en un estudio previo en el que a cada pasto se le atribuye una estimación de su producción anual de forraje en calidad y cantidad, estimación que se relacionaba con una carga ganadera potencial.

En el IC la asignación de códigos fue diferente para cada variable, teniendo muy presente la importancia de la influencia de cada categoría en la conservación de las saladas. Así por

ejemplo, en los códigos establecidos para *Presencia de cultivos* se tuvo en cuenta la importante influencia positiva en el índice de la categoría *No cultivada*, la escasa influencia de *Parcialmente cultivada* y la influencia negativa, dada la importante alteración que tendría en la salada, de la categoría *Totalmente cultivada*.

Cuadro 1. Variables a utilizar en la construcción del Índice de Pastoreo Potencial y su categorización.

Variable	Categoría	Código
Pendiente	0-5,0%	4
	5,1-10,0%	3
	10,1-15,0%	2
	>15,0%	1
Altitud	500-800m	4
	801-1100m	3
	1101-1400m	2
	>1400m	1
Distancia a pistas	0-500m	4
	501-1000m	3
	1001-1500m	2
	>1500m	1
Distancia a núcleos de población	0-1000m	4
	1001-2000m	3
	2001-3000m	2
	>3000m	1
Distancia a la red hidrográfica	0-500m	4
	5001-1000m	3
	1001-1500m	2
	>1500m	1
Distancia a puntos de agua	0-2500m	4
	2501-7500m	3
	7501-12500m	2
	>12500m	1
Tipo de pasto	Improductivo	0
	Pasto arbustivo	1,5
	Pasto con arbolado denso	2
	Pasto con arbolado ralo	2
	Pastizal	3
	Pasto de origen agrícola	3

Cuadro 2. Variables a utilizar en la construcción Índice de Conservación de saladas y su categorización.

Variable	Categoría	Código
Talud	Confinante	5
	Semiconfinante	4
	Val	3
	Suave	2
	Irreconocible	0
Presencia de cultivos	No cultivada	5
	Parcialmente cultivada	1
	Totalmente cultivada	-2
Vertido de piedras	Sin piedras	5
	Piedras sólo en el talud	3
	Piedras sólo en el centro	2
	Piedras en el centro y el talud	1

Determinación del peso de cada variable en el índice

A cada variable que interviene en el índice se le asigna un peso diferente según su importancia relativa en el aspecto ambiental estudiado, carga ganadera en IPP y conservación de las saladas en IC (Figuras 1 y 2).

Dichos pesos se determinan según la importancia relativa de cada variable y la correlación con una variable de referencia, carga ganadera real para el IPP y estado de conservación para el IC de las saladas. Los criterios de asignación de pesos son subjetivos y se apoyan en el conocimiento del territorio. Los pesos establecidos se corroboran con el nivel de significación obtenido al aplicar el coeficiente de correlación (Pearson para el IPP y Spearman para IC) entre cada variable y la variable de referencia. En el IPP el coeficiente de correlación se calculó sobre todos los polígonos de pastoreo de las 62 explotaciones encuestadas. En el IC el coeficiente de correlación se aplicó en 25 saladas elegidas al azar, utilizándose las 28 saladas restantes para validar el índice.

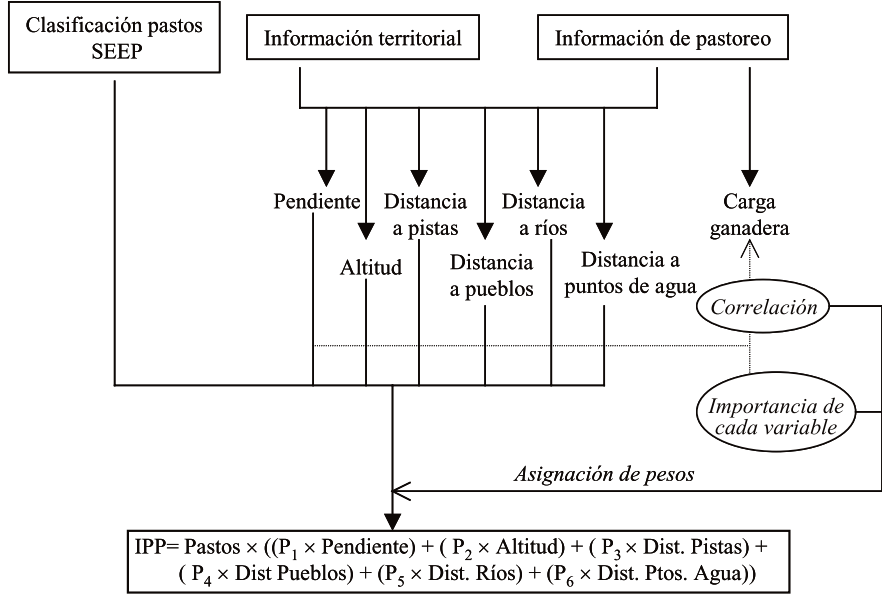


Figura 1. Método para establecer el Índice de Pastoreo Potencial (IPP). P es el peso asignado a cada variable codificada.

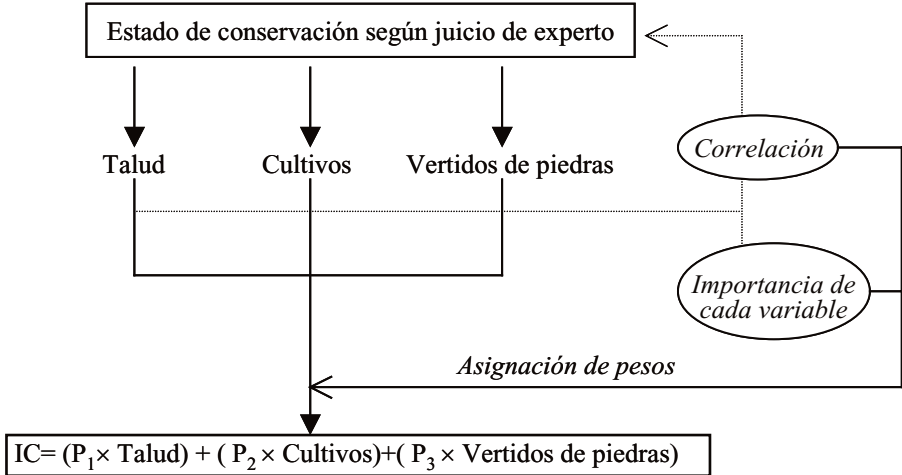


Figura 2. Método para establecer el Índice de Conservación (IC). P es el peso asignado a cada variable codificada.

Combinación de las variables que determinan el índice ambiental

Las variables utilizadas en cada índice se combinan según se indica a continuación:

Índice de Pastoreo Potencial (IPP) = $\text{Pasto} \times ((3 \times \text{Pendiente}) + (2 \times \text{Altitud}) + (2 \times \text{Dist. Pista}) + (1,5 \times \text{Dist. Pueblos}) + (1 \times \text{Dist. Ríos}) + (0,5 \times \text{Dist. Puntos agua}))$

Índice de conservación (IC) = $(3 \times \text{Talud}) + (2 \times \text{Cultivos}) + (1,5 \times \text{Vertidos de piedras})$

A pesar de las diferencias en la significación de las correlaciones observadas con la carga ganadera real, todas las variables se incluyeron en el IPP por considerar lógica la existencia de una relación entre dichas variables y la carga. La relación de pesos va desde 3 asignado a *Pendiente* por ser la variable más correlacionada con las cargas ganaderas hasta 0,5 asignado a *Distancia a puntos de agua* que presenta una correlación no significativa. La información disponible sobre puntos de agua corresponde a puntos de agua útiles en caso de incendio, y por tanto, no es la más adecuada para los fines que se persiguen. Si se dispusiera de información más específica de puntos de agua con utilidad ganadera, su relación con la carga ganadera sería sin duda alta como se observa en el trabajo de *Ganskopp* (2001). Por ello, aunque la correlación no es significativa se incluye esta variable en el índice.

En el IC la variable *Talud* es la que tiene la mayor significación, correspondiendo con lo observado en campo. A mayor talud mayor es la dificultad de invasión y por tanto se favorece la preservación de las saladas por lo que se le da a esta variable el máximo peso. *Vertido de piedras* tiene el menor nivel de significación y responde al hecho de que afecta indiscriminadamente a todas las saladas, excepto si están completamente cultivadas, por eso se le otorga el menor peso. A *Cultivos*, con un nivel de significación intermedio, y en cierto modo dependiente del talud, se le da un peso intermedio.

APLICACIÓN DEL ÍNDICE

Los índices obtenidos se aplican al área de estudio estableciéndose categorías cualitativas de fácil interpretación.

Así, en la aplicación de IPP se partió de la clasificación de pastos de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos (SEEP) en formato digital (*Broca et al.* 2002) y se le asignó a cada polígono de pasto la distancia media a todos los puntos de referencia considerados (Cuadro 1), las altitudes medias y la pendiente media, con sus correspondientes codificaciones para tener una *clasificación de Pastoreo Potencial* en todo el Parque, y no sólo en los polígonos actualmente pastados por ganado.

Se aplicó la fórmula del IPP a cada polígono de pasto de la clasificación SEEP, con lo que se obtuvieron valores de IPP comprendidos entre 0 y 160. Para facilitar su interpretación, dichos valores se englobaron en los 5 intervalos de pastoreo potencial que se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Intervalos establecidos en el Índice de Pastoreo Potencial (IPP)

Valor del IPP	Pastoreo potencial resultante
0 - 17,3	Nulo
17,4 - 43,5	Bajo
43,6 - 61,0	Medio
61,1 - 100,0	Alto
100,1 - 160,0	Muy alto

Los intervalos se establecieron por puntos de interrupción natural, método que busca agrupaciones y patrones inherentes a los datos. La identificación de los puntos de interrupción entre clases busca minimizar la suma de la varianza dentro de cada una de las clases. El IC se aplicó a todas las saladas obteniendo valores entre 0,5 y 26,5, que se agruparon de igual forma que para IPP en los cinco intervalos mostrados en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Intervalos establecidos en el Índice de Conservación (IC)

Valor del IC	Estado de conservación resultante
0,5-5,5	Muy malo
5,6 - 8,0	Malo
8,1 - 14,5	Medio
14,6 - 22,0	Bueno
22,1 - 26,5	Muy bueno

Como resultado de la aplicación de los índices se obtuvieron un Mapa de Potencial de Pastoreo en el Parque de las Sierra y los Cañones de Guara (Huesca) y un Mapa del Estado de Conservación de las saladas de Monegros Sur (Zaragoza).

El IPP permitió detectar desequilibrios entre el aprovechamiento actual y potencial de los pastos del Parque y establecer propuestas de actuación. El IC de las saladas permitió conocer el estado de conservación de las mismas. Su combinación con otros índices, que indiquen el riesgo de degradación, permitirá valorar el deterioro que las saladas están sufriendo, realizar evaluaciones metódicas de la degradación de estos hábitats, y establecer prioridades con vistas a su cuidado y recuperación.

VALIDACIÓN DEL ÍNDICE

El Índice de Pastoreo Potencial

No se disponía de información sobre el potencial real de pastoreo del Parque siendo por tanto imposible comprobar la capacidad predictiva del IPP. Sin embargo, a partir del Mapa Pastoreo y Carga Ganadera Actual, obtenido de las encuestas realizadas a los ganaderos, podía valorarse la adecuación del aprovechamiento ganadera actual del Parque a su potencial.

La comparación del Mapa de Potencial de Pastoreo con el Mapa de Pastoreo y Carga Ganadera Actual mostró que el 97 % del área pastada con IPP *Nulo* y el 99% del área pastada con IPP *Bajo* tienen una carga ganadera muy baja, inferior a 0,5 Unidades de Ganado Mayor (UGM/ha). Esto indica que el IPP obtenido es buen predictor de la utilización ganadera en los rangos de potencial Bajo.

Sin embargo, también se observó que el 96% de la superficie pastada con IPP *Muy alto* presentaba una carga ganadera inferior a 0,75 UGM/ha, lo cual implicaría un nivel de aprovechamiento inferior a su potencial en este tipo de pastos. A partir de este diagnóstico del grado de utilización de los recursos del Parque, pudieron detectarse zonas en las que se hacía necesaria o recomendable una actuación correctora en el uso del pasto.

El Índice de Conservación de lagunas saladas

La validación del IC se realizó con las saladas que no se habían utilizado en su obtención. Se aplicó el IC a estas 28 saladas y se contrastó con el nivel de conservación en dichas saladas, establecido en campo mediante experto externo y valorado cualitativamente en seis categorías (Cuadro 5).

Cuadro 5. Confrontación del estado de conservación en 28 saladas de Monegros Sur (Zaragoza) según el Índice de Conservación (IC) y el juicio de un experto.

Juicio experto	Índice de Conservación (IC)					Total J
	Muy bueno	Bueno	Medio	Malo	Muy malo	
Bueno II	7	2	0	0	0	9
Bueno I	0	2	0	0	0	2
Malo I	0	0	0	1	0	7
Malo II	0	0	6	0	1	2
Muy malo I	0	0	1	2	0	4
Muy malo II	0	0	2	0	3	4
Total IC	7	0	10	3	4	28

Se ve el alto acierto del IC en la evaluación de las saladas, habiéndose asignado un IC *Muy bueno* o *Bueno* a todas las saladas bien conservadas según el juicio de experto (*Bueno II* y *I*);

un IC *Medio* o *Malo* a 8 de las 9 saladas mal conservadas según el juicio de experto (*Malo I* y *II*); y un IC *Malo* o *Muy Malo* a 5 de las 8 saladas muy mal conservadas según el juicio de experto (*Muy malo I* y *II*), siendo 3 de las 4 saladas con IC *Muy malo* consideradas por juicio de experto como muy mal conservadas (*Muy malo II*).

CONCLUSIONES

Las herramientas SIG han permitido, además de construir los índices y aplicarlos a las áreas de estudio, integrar información de diversas fuentes y naturaleza, cuantificar rasgos de difícil medida en campo y contrastar espacialmente los resultados obtenidos.

El procedimiento de construcción de índices presentado es sencillo y aplicable en la construcción de otros índices ambientales. Además, permite la incorporación de cualquier dato de interés para el estudio ambiental.

Los índices presentados, aunque son particulares para las áreas de estudio indicadas, pueden adaptarse para su aplicación en otras zonas en las que se tenga interés por hacer una valoración similar, potencial forrajero o de pastoreo en el caso del Índice de Pastoreo Potencial o estado de conservación en el caso de Índice de Conservación.

Tanto el SIG como los dos índices presentados se han mostrado herramientas útiles para custodiar y planificar mejor las actuaciones en los espacios naturales estudiados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se enmarca en los proyectos de investigación REN2003-00742 financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, RTA 02-086-C2-2 financiado por INIA, CTPP 02/2002 y CTPI 03/2001 financiados por la Comunidad de Trabajo de los Pirineos-Gobierno de Aragón, y CONSI+D P085/2000 financiado por el Gobierno de Aragón. La Dirección del Parque de la Sierra y Cañones de Guara ha financiado la obtención del Mapa de Pastoreo y Carga Ganadera Actual.

REFERENCIAS

- Bailey, D.W. (2001): Evaluating new approaches to improve livestock grazing distribution using GPS and GIS technology. *Proceedings 1st National Conference on Grazing Lands*, Las Vegas (NV), EE.UU., pp 91-99.
- Broca, A.; Ferrer, C. y Maestro, M. (2002): "Cartografía preliminar de recursos pascícolas en Aragón. La provincia de Huesca como ejemplo". *XLII Reunión Científica de la S.E.E.P.*, Lleida, pp. 237-243.
- Brock, B.L. y Owensby, C.E. (2000): Predictive models for grazing distribution: a GIS approach. *Journal of Range Management*, Vol. 5, pp. 39-46.
- Edeso, J.M.; Marauri, P. y Merino, A. (1995). Aplicaciones de los sistemas de información geográfica en

- los estudios geomorfológicos y medioambientales: el mapa sintético de riesgos potenciales y el mapa de erosión. *Lurralde inv. espc.*, nº 18, pp. 257-291.
- European Environment Agency (2004): Indicators [en línea]. ©1993-2004, EEA [fecha de consulta: 30 Abril 2004]. Disponible en: <http://themes.eea.eu.int/indicators>.
- Ganskopp, D. (2001). "Manipulating cattle distribution with salt and water in large arid-land pastures: a GPS/GIS assessment". *Applied Animal Behaviour Science*, nº 7, pp. 251-262.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (2000): *Indicadores ambientales*. Una propuesta para España. Series Monográficas. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. 146 pp.
- Moizo Marrubio, P. (2004): La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en ecología del paisaje. *GeoFocus*, nº 4, pp. 1-24.
- Rivas, V.; Rix, K.; Francés, E.; Cendrero, A. y Brunsden, D. (1997): Geomorphological indicators for environmental impact assessment: consumable and non-consumable geomorphological resource. *Geomorphology*, Vol. 18, pp. 169-182.
- Schiller, D.; Soler, E.; Martínez, J.; Delgado, A.; Vivas, M. L. y Fernández, S. (2003): Indicadores Ambientales en el contexto Europeo. *La revista de Biología.org*, nº 12, 11pp.

Aplicación de un sistema de evaluación multicriterio a la conservación de fauna silvestre mediante un SIG

J. García¹, R. Cadenas¹ y M. A. Simón²

(1) EGMASA - División de Actuaciones en el Medio Natural. Avda. Los Custodios s/n. 14004 Córdoba.

(2) Consejería de Medio Ambiente - Junta de Andalucía. Delegación Provincial de Jaén. C/ Fuente del Serbo, 3. 23071 Jaén.

RESUMEN

El objetivo ha sido hacer la selección geográfica de aquellas áreas que cumplan con las mejores condiciones para la reintroducción de ejemplares de lince ibérico. Para ello, se han utilizado la evaluación multicriterio aplicada a un Sistema de Información Geográfica (SIG).

Los factores que han sido incluidos en la evaluación multicriterio son los siguientes: Naturaleza de la vegetación (Usos y Coberturas, 1999), Altitud, Distancia a Núcleos urbanos, Distancia a Vías de comunicación, Distancia a fuentes predecibles de agua e Inclinación del terreno.

En la asignación de pesos para cada uno de estos factores se ha utilizado el Método de las Jerarquías Analíticas (Barredo, 1996), resultando un total de 4 conjuntos de pesos (IDRI-SI). Tras la integración de todos los factores con cada uno de los 4 conjuntos de pesos (Evaluación Multicriterio), se han generado 4 modelos de Aptitud-Impacto. Como áreas de máxima aptitud de cada modelo se seleccionan aquellas que tienen un valor de aptitud igual o superior a la media del modelo más una vez su desviación estándar. Para ser conservativos y evitar las posibles arbitrariedades de los pesos asignados, se ha efectuado la intersección booleana de los 4 modelos y seleccionado solamente las áreas de mayor aptitud en las cuales coinciden los 4 modelos a la vez.

Por último, siguiendo los criterios de la U.I.C.N., se han elegido las áreas incluidas en el ámbito de distribución histórica del lince ibérico en Andalucía (Rodríguez y Delibes, 1990), priorizando aquellas que se hallan englobadas en Parques Naturales. El resultado final son

las áreas que “a priori” ofrecen unas mejores condiciones de aptitud para el lince ibérico en Andalucía.

Palabras Clave: Lince ibérico, Análisis Multicriterio, SIG, reintroducción, Método de las Jerarquías Analíticas.

ABSTRACT

The objective has been to make a geographic selection of those areas that comply with the best conditions for the reintroduction of the Iberian lynx. Therefore, a multi-criteria evaluation applied to a Geographic Information System (GIS) has been used.

The factors included in the multi-criteria evaluation are the following ones: Nature of vegetation (Land cover, 1999), Altitude, Distance to urban centres, Distance to roads, Distance to predictable water sources and Land inclination.

The Analytical Hierarchy Process (Barredo, 1996), has been used in the assignment of importance of each one of these factors, resulting in a total of 4 joint models (IDRISI). Following the integration of all the factors with each one of the 4 joint models (Multi-criteria Evaluation), another 4 models of Impact-Aptitude have been generated. Areas of maximum aptitude of each model are only selected those who have equal or aptitude value compared to the average of the model adding once their standard deviation. To be conservative and to avoid the possible arbitrariness of the assigned models, the Boolean intersection of the 4 models has been applied and only selected the areas of greater aptitude in which the 4 models coincide simultaneously.

According to the U.I.C.N. criteria, the areas included in the field historical distribution of the lynx in Andalucía (Rodríguez y Delibes, 1990) have been chosen, giving priority to those that are included in Natural Parks or under some other protection board (L.I.C.s). The final result are the areas that “a priori” offer better aptitude conditions for the Iberian lynx in Andalusia.

Key Words: Iberian lynx, Multi-criteria evaluations, SIG, reintroduction, Analytical Hierarchy Method.

INTRODUCCIÓN

El análisis o evaluación multicriterio se define como un conjunto de técnicas orientadas a asistir en procesos de decisión (Barredo, 1996). La evaluación multicriterio se basa en que la actividad objeto de estudio va a venir definida por una serie de factores o variables. Dichos factores van a influir de manera positiva (Aptitud) o negativa (Impacto) sobre la actividad objeto de decisión y deben ser inventariados y clasificados previamente.

Dicha metodología es utilizada en la selección y toma de decisiones en múltiples campos para dar solución a diversos problemas, los cuales se caracterizan porque la toma de decisiones viene condicionada por un conjunto de varios factores a la vez. En concreto nuestro objetivo es generar un mapa que muestre cuáles son las zonas más aptas o con mayor capacidad de acogida para la presencia estable de lince ibérico en Andalucía.

Dado que la evaluación multicriterio es una técnica general, para hacer una aplicación directa a la gestión de la poblaciones de lince ibérico ha sido necesario realizar una exhaustiva labor de identificación y valoración de los factores y parámetros que son característicos de las áreas de distribución de lince ibérico.

La metodología seguida para la elaboración de un mapa de aptitud-impacto basada en un análisis multicriterio, mediante la integración de distintas capas de información cartográfica en un Sistema de Información Geográfica, viene definida por la ejecución de cuatro pasos sucesivos:

- Identificación de Factores
- Recopilación y/o levantamiento de la información
- Integración de la información en un S.I.G.
- Evaluación de los Modelos resultantes

La evaluación multicriterio en relación con los S.I.G., se basa en que cada factor venga representado por una capa de información cartográfica georreferenciada, en la cual todos los puntos del territorio toman un valor con respecto a la actividad objeto de decisión. Todas las capas de información geográfica a integrar deben ser transformadas y normalizadas para que todas fluctúen dentro de un mismo rango de valores (*Bosque et al.*, 1994; *Romero*, 1996).

IDENTIFICACIÓN DE FACTORES

A partir de la bibliografía existente y de las capas cartográficas disponibles en la Red de Información Ambiental de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), se determinaron los factores que habrían de considerarse en nuestro modelo de capacidad de acogida para Lince ibérico (altitud, inclinación del terreno, naturaleza de la vegetación, proximidad al agua, proximidad a núcleos urbanos y proximidad a carreteras).

Como mínimo las áreas seleccionadas debían tener unas características similares a las de las áreas actualmente ocupadas por la especie, además dichas características deberán ser significativamente diferentes de una distribución al azar. Así pues, para determinar si los factores seleccionados influían realmente en la distribución de la especie, comprobamos mediante diferentes conjuntos de localizaciones generadas al azar si existían diferencias estadísticamente significativas entre distintas áreas ocupadas (actuales e históricas) o no ocupadas por la especie. Para dicha comparación se utilizaron tres conjuntos de localizaciones diferentes:

- Distribución actual: En el caso de la distribución actual se han tomado 600 localizaciones de lince ibérico, correspondientes a las dos poblaciones de lince ibérico existentes en Andalucía (2002).

- Distribución de 1990: se obtuvo un conjunto de 600 puntos generados al azar e inscritos dentro del área de distribución de 1990.
- Distribución al Azar: se generó un conjunto de 600 puntos distribuidos al azar dentro de las cinco provincias, en las que estaba presente la especie en Andalucía en 1990 (Córdoba, Granada, Huelva, Jaén y Sevilla).

Para la generación de los conjuntos de puntos se utilizó una distancia mínima de separación entre puntos de 1.000 metros y 100 metros entre los puntos y los límites exteriores del área en la cual se distribuían al azar.

En el caso de las localizaciones de lince ibérico, el número de puntos utilizado ha sido el máximo que se ha podido recopilar a través de diferentes fuentes. En el caso de los otros conjuntos de puntos, se escogió un tamaño de muestra similar al primero (600) con el fin de tener un amplio tamaño muestral que nos asegurase la representatividad de los resultados.

Para cada uno de estos tres conjuntos se ha evaluado la distribución espacial de los mismos con respecto a los diferentes factores. En la Figura 1 aparecen distribuidos los tres conjuntos de localizaciones utilizados para la evaluación de las distintas variables.

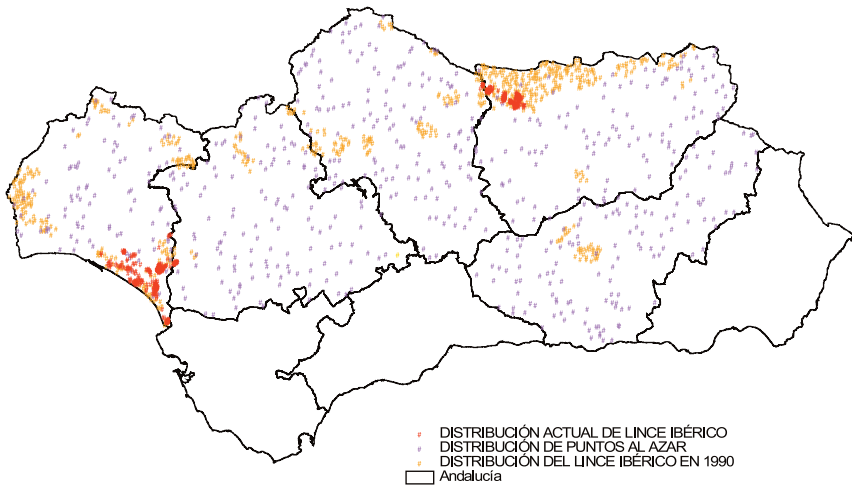


Figura 1. Localizaciones de lince ibérico y localizaciones generadas al azar.

La información cartográfica utilizada para evaluar cada uno de estos factores ha sido extraída del Mapa Digital de Andalucía 1:100.000 (Instituto de Cartografía de Andalucía - Consejería de Obras Públicas y Transportes, 1999) y del Sistema de Información Ambiental de la Junta de Andalucía (SS.CC.-Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía).

RECOPIACIÓN Y/O LEVANTAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

La asignación de valores a cada una de las localizaciones en cada uno de los 6 factores evaluados fueron asignados de manera automática mediante la combinación de capas carto-

gráficas de tipo raster (tamaño de píxel 50 m). En la evaluación de variables se han calculado las distancias desde las localizaciones hasta núcleos, vías y agua (en metros). En el caso de la altitud se ha determinado si estaban por encima o por debajo de los 1300 m.s.n.m. y se ha reclasificado la pendiente y los hábitats como variables numéricas sencillas. En el cuadro 1 aparecen los resultados medios obtenidos para cada conjunto de localizaciones:

Cuadro 1. Evaluación de localizaciones para cada uno de los diferentes factores.

Localizaciones	Hábitat	Vías	Núcleos	Agua	Orografía	Altitud
Lince ibérico	4.95	22562	15356	1678	2.55	1
Distri. 1990	4.86	17327	10767	1811	3.96	0.96
Azar	2.12	11898	5461	2180	2.94	0.94

Para comprobar que realmente existían diferencias estadísticamente significativas en la distribución del lince ibérico respecto de una distribución al azar, se compararon los diferentes conjuntos de localizaciones entre sí mediante la Prueba U-MannWitney ($P < 0.05$). En el cuadro 2 aparecen las diferencias significativas encontradas para los distintos pares de comparaciones.

Cuadro 2. Cuadro de diferencias significativas entre conjuntos de localizaciones.

Factores	Hábitat	Vías	Núcleos	Agua	Orografía	Altitud
Lince/Azar	SI	SI	SI	SI	SI	SI
Distr. 1990/Azar	SI	SI	SI	SI	SI	NO

Efectivamente, como se aprecia en el cuadro 2, tanto la distribución actual de lince ibérico como la distribución de 1990 no están distribuidas de manera aleatoria en el espacio. Así pues, estos factores influyen en mayor o menor medida en la distribución de la especie. En el caso del factor altitud hay que hacer ciertas puntualizaciones, ya que a pesar de que no aparecen diferencias significativas para la distribución de 1990, finalmente este factor ha sido considerado como una variable restrictiva para la especie a altitudes superiores a 1.300 n.s.n.m. (Rodríguez y Delibes, 1990).

El levantamiento de las capas cartográficas de cada uno de los factores ha sido basado en la distribución de la especie respecto de cada uno de los factores, mediante la aplicación del Método de las Jerarquías Analíticas (Barredo, 1996; Romero, 1996).

INTEGRACIÓN

Normalmente, los factores que determinan una actividad no van a tener entre sí la misma importancia. Es decir, unos van a influir o “pesar” más que otros. En la asignación de “pesos”

específicos para cada uno de los factores se ha empleado un procedimiento de comparación por pares, Método de las Jerarquías Analíticas (MJA).

Para llevar a cabo la integración de la información (álgebra de mapas) se han considerado distintas posibilidades, a fin de contar con varios modelos entre los que discriminar. La utilidad de producir varios modelos reside en la posibilidad de seleccionar preferentemente aquellas áreas del territorio en las que todos los modelos sean coincidentes, minimizándose así el riesgo de error a la hora de la toma de decisiones. De esta manera, se han utilizado diferentes patrones de “Pesos” los cuales han generado distintos modelos de aptitud-impacto para el lince ibérico, en función de qué factores consideremos más importantes para la especie.

Ante la posibilidad de estar sobrestimando por exceso o defecto alguno de estos factores, se ha optado por considerar que todos los factores tienen una importancia idéntica. De otro lado, para la determinación de patrones de pesos específicos se recurrió a la consulta de expertos en la actividad evaluada (*Bosque et al.*, 1994; *Barredo*, 1996). Para ello se remitió un cuestionario al Departamento de Biología Aplicada de la Estación Biológica de Doñana (C.S.I.C.) y al personal técnico y coordinadores que actualmente están trabajando en el Life “Recuperación de las poblaciones de lince ibérico - LIFE02/NAT/E/8609 (del que es beneficiaria la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía).

En dicho cuestionario se hace una comparación entre los distintos factores por parejas, de manera que se cuestiona la importancia de cada factor frente a cada uno de los restantes. Los resultados de dichos cuestionarios han sido filtrados y valorados estadísticamente mediante el Método de las Jerarquías Analíticas, generándose tres patrones de pesos específicos. Los pesos asignados a cada uno de los factores en los diferentes modelos 1B, 2B y 3B, han sido calculados mediante el módulo WEIGHT del programa IDRISI (*Eastman*, 1997). En el cuadro 3 se muestran los diferentes patrones de “pesos” específicos dependiendo de la opción seleccionada.

Cuadro 3. Conjuntos de “pesos” utilizados para cada factor en los 4 modelos propuestos.

Factores	pesos A	pesos 1B	pesos 2B	pesos 3B
Naturaleza de la vegetación	0,2	0,3809	0,4864	0,5040
Inclinación del terreno	0,2	0,0840	0,0464	0,0398
Distancia a recursos hídricos	0,2	0,0336	0,2488	0,1349
Distancia a núcleos de población	0,2	0,4135	0,1433	0,2549
Distancia a vías de comunicación	0,2	0,0880	0,0751	0,0664
Coefficiente de consistencia (c.r.)	0	1	0,09	0,07

El software utilizado para la elaboración de todas las capas de información relativa a cada factor fue creada mediante el programa ARCVIEW 3.2 (*ESRI*, 1996). Posteriormente, la integración de todas estas capas se hizo adoptando un tamaño de pixel de 50 metros. En los diferentes modelos, además de la altitud, también han sido consideradas como áreas restrictivas

para la especie la superficie de núcleos urbanos propiamente dichos y las superficies de lámina de agua pertenecientes a ríos y embalses.

Dentro de la Evaluación Multicriterio (*MCE Multi-Criteria Evaluation*) existen diferentes alternativas de análisis. En nuestro caso se ha utilizado la Combinación Lineal Ponderada (*WLC - Weighted Linear Combination*). En ella la aptitud de un pixel (R_i) vendrá definida por la suma de las aptitudes parciales que toma cada factor en ese punto del territorio. A su vez, cada una de las aptitudes parciales vendrán definida por el valor que toma cada factor (alternativa) en ese pixel multiplicada por el “peso” de dicho factor (*Barredo, 1996*).

$$R_i = \sum_{j=1}^n W_j X_{ij}$$

Combinación Lineal Ponderada

R_i : Aptitud del pixel i para la actividad evaluada.

W_j : Peso del criterio j .

X_{ij} : Valor de la alternativa en el pixel i para el criterio j .

En el caso de la WLC su característica más notable es que permite la compensación entre los distintos factores. Así, al tratarse de un sumatorio, aunque la aptitud parcial de un pixel presente valores muy bajos para un factor, su aptitud global puede quedar compensada con

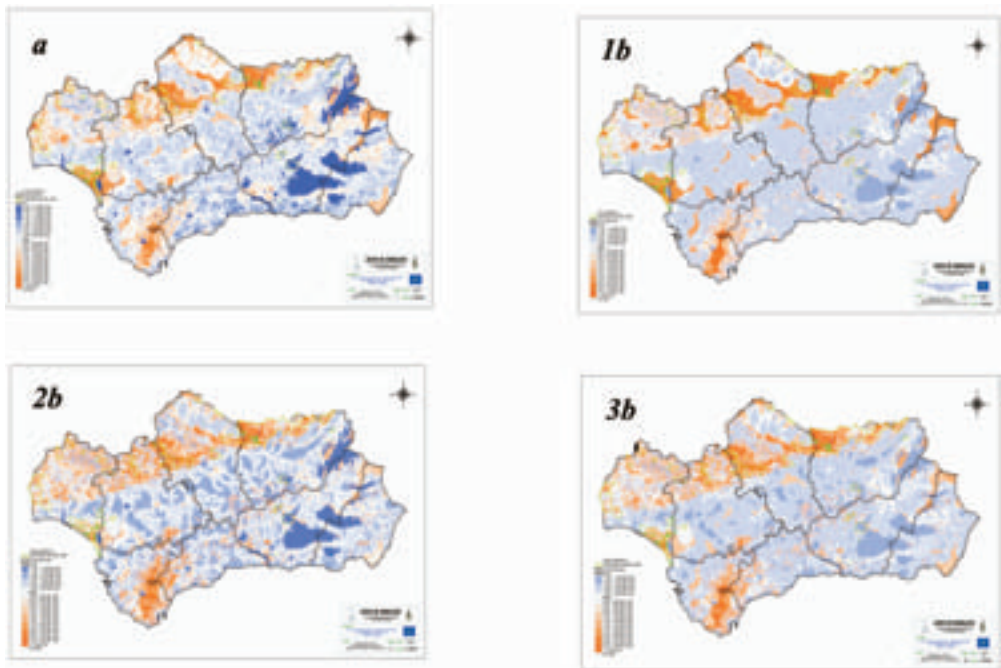


Figura 2. Modelos de Aptitud - Impacto.

otros factores para los que ese mismo pixel presenta valores muy altos. En la WLC el grado de intersección booleana es medio, mientras que el nivel de compensación es el máximo permitido. Por todo ello, en los resultados se está asumiendo un nivel de riesgo neutro. En la figura 2 se muestran los cuatro modelos resultantes.

EVALUACIÓN DE MODELOS

Para comprobar la validez de los modelos propuestos y siguiendo los trabajos de *Palomares et al.*, (1999) se ha hecho una comparación de nuestros resultados con el área de distribución de 1990 (*Rodríguez y Delibes*, 1990).

Mediante la comparación de nuestros modelos con el área de distribución de 1990 (*Rodríguez y Delibes*, 1990) puede comprobarse el grado de consistencia de los mismos. En el cuadro 4 se muestran los porcentajes de superficie del área de distribución de 1990 correctamente clasificados por nuestros modelos. Dichos resultados están en consonancia con los obtenidos por *Palomares et al.* (1999), ya que estos autores en su modelo obtenían porcentajes que oscilaban entre el 40 % (probabilidad superior a 0,95) y el 57 % (probabilidad superior a 0,75).

Cuadro 4. Superficies de coincidencia entre los modelos y la distribución de 1990.

MODELOS DE APTITUD	SUPERFICIE ha. (Distribución 1990)	% del Modelo englobado en la Distribución de 1990
MODELO A	231.107	48,82
MODELO B1	274.947	58,08
MODELO B2	230.148	48,62
MODELO B3	262.294	55,41

SELECCIÓN DE ÁREAS

Con los modelos anteriores se ha realizado una primera evaluación de la aptitud de áreas de distribución de 1990, no ocupadas en la actualidad, con el fin de seleccionar futuras áreas de reintroducciones o traslocación. Sin embargo, la ejecución de proyectos de reintroducción/traslocación lleva aparejada una serie de requerimientos de tipo logístico, administrativo y prácticos que también ha sido tenidos en cuenta. A continuación se detallan los condicionantes que han sido aplicados en la selección y delimitación final de áreas.

El primer filtro de selección aplicado lo constituyen los requerimientos de selección de hábitat para la especie en función de los modelos de Aptitud-Impacto anteriormente descritos. Ya que los cuatro modelos son en mayor o menor medida aceptables, y con el fin de evitar posibles subjetividades a la hora de haber elegido uno u otro modelo, se hizo una selección de áreas de la siguiente manera:

Para cada uno de los modelos se seleccionaron solamente los territorios con una mayor aptitud. Esta mayor aptitud incluye aquellas áreas cuyos valores de Aptitud son iguales o superiores a la media más una vez la desviación estándar de los valores de aptitud de cada uno de los modelos. De las cuatro selecciones resultantes, una por modelo, solamente se consideraron como áreas válidas aquellas en las que coincidían a la vez los cuatro modelos. Es decir, se realizó la intersección booleana de las cuatro selecciones anteriores. Posteriormente, para cumplir con los requisitos de mínima extensión para la especie, solamente se seleccionaron aquellas zonas con un mínimo de 400 hectáreas de superficie. El resultado es un área total de 663.987 hectáreas (Figura 3).

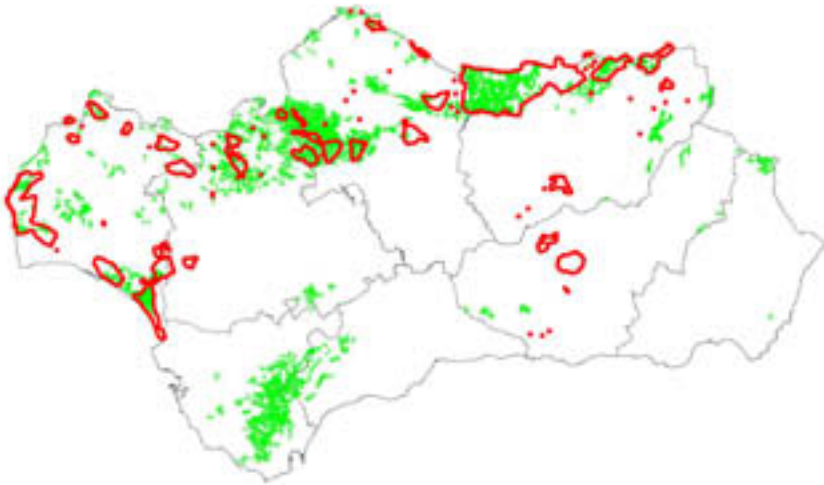


Figura 3. Intersección de los 4 Modelos de Aptitud-impacto.

Posteriormente se hizo una selección de las áreas descritas en función de la distribución histórica de la especie. De esta forma se eliminaron todos aquellos territorios que no se encontraban incluidos dentro del área de distribución descrita por *Rodríguez y Delibes (1990)*. El resultado de aplicar dicha selección se muestra en la Figura 4. Como puede observarse, muchas de las áreas de distribución dadas para 1990 han sido desestimadas total o parcialmente en la selección realizada. Dentro de las recomendaciones de la U.I.C.N. en cuanto a la selección de sitios de reintroducción, se especifica claramente la necesidad de disponer de hábitats adecuados donde se encuentren satisfechos los requerimientos de hábitat y paisaje de la especie. Dichas áreas deberán tener una capacidad de carga suficiente como para mantener el crecimiento de la población reintroducida y viable a largo plazo.

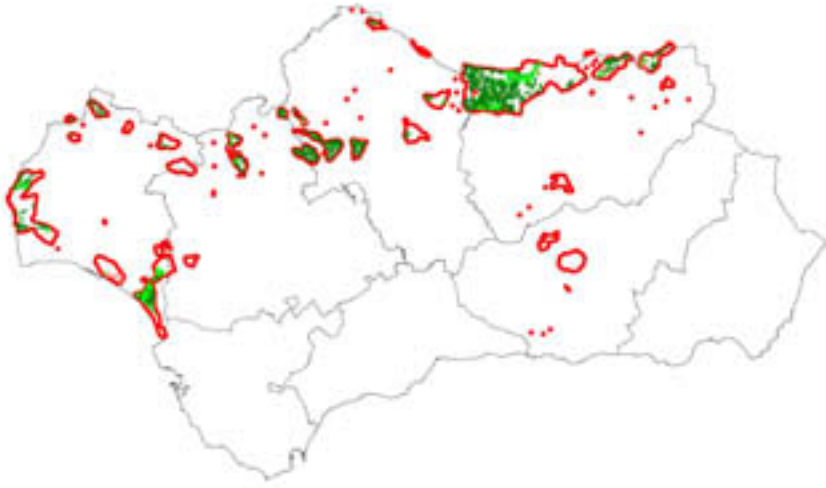


Figura 4. Restricción de la intersección booleana al área de distribución de 1990.

En el caso concreto del lince ibérico, se ha demostrado en diversos estudios la selección positiva de la especie por los hábitats de Matorral Mediterráneo (*Palomares et al.*, 1999 y 2001). Por lo tanto, dentro de las áreas elegidas anteriormente, se han seleccionado solamente aquellos hábitats de matorral mediterráneo y se han eliminado aquellos parches de extensión inferior a 400 ha. Con el fin de dar cierta uniformidad a la selección realizada se le añadió una banda perimetral de 250 metros de anchura. El resultado es un conjunto de parches de los cuales se han seleccionado por su mayor extensión solamente aquellos “parches” con una superficie superior a 2.000 ha y que actualmente no mantienen poblaciones de lince ibérico (se han excluido las áreas de Doñana y Cardeña-Andújar). En la figura 5 se muestran las áreas resultantes.

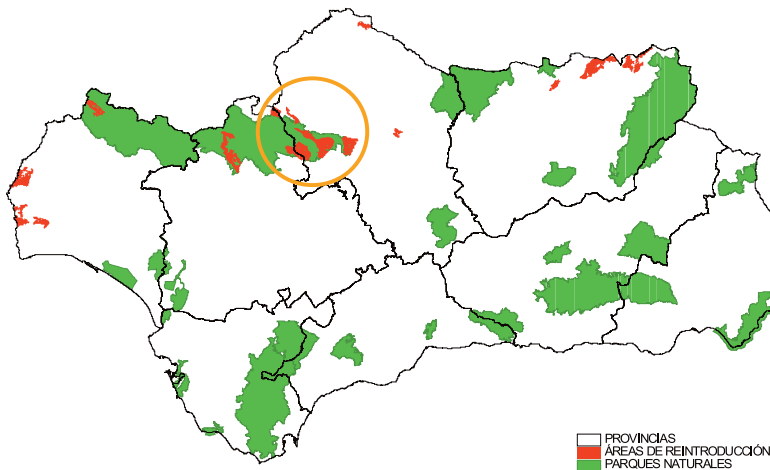


Figura 5. Selección de áreas y Parques Naturales de Andalucía.

Finalmente, atendiendo nuevamente a las directrices de la U.I.C.N. se han tenido en cuenta condiciones tales como garantizar un adecuado nivel de protección a largo plazo. En este sentido, se determinó la inclusión o no de las áreas previamente seleccionadas respecto a diferentes figuras de protección. En el caso de la figura de protección Parques Nacionales, solamente el P.N. Doñana está incluido parcialmente en nuestra selección, pero se trata de un área actualmente ocupada por lince ibérico, y por lo tanto había sido descartada anteriormente.

Actualmente, el Plan Especial de Protección del Medio Físico no implica una protección real, sino futura, por tanto no era suficiente para garantizar la protección a largo plazo de las áreas incluidas bajo esta figura de protección. En el caso de la pertenencia a Lugares de Interés Comunitario, todas las áreas disfrutaban de esta figura de protección, por lo cual no hemos podido considerarlo como un parámetro diferenciador entre ellas.

Por último, solamente la figura de Parques Naturales ofrece unas máximas garantías de protección y conservación a corto, medio y largo plazo. Este es el caso de las áreas de Encinasola (Huelva), Alanis (parcialmente) y Dehesa de Upa en Sierra Norte (Sevilla) y Retortillo, Bembezar y Guadiato en Hornachuelos (Córdoba).

De estas 6 áreas, las de Sierra Norte y Encinasola (ésta última especialmente) están muy aisladas y son de reducidas dimensiones. De otro lado, el conjunto formado por las 3 áreas de Hornachuelos y por proximidad la de Alanis (5 km) forman un núcleo de gran extensión con continuidad de hábitat entre ellas que cumple ampliamente con todos los requisitos impuestos. Por tanto sería ésta la zona que "a priori" contaría con las mejores condiciones para una potencial reintroducción de lince ibérico en Andalucía (Figura 5).

A pesar de estos resultados, no podemos olvidar que una de las grandes limitaciones de los S.I.G. es la falta de cartografía temática a escala adecuada. Así pues, tanto en la generación del mapa de aptitud, como en la selección posterior de áreas, no ha sido contemplado un aspecto esencial dentro de la biología del lince ibérico, como son los recursos tróficos.

Diversos investigadores han puesto de manifiesto que el lince ibérico es un depredador especializado en la caza del conejo, llegando a representar hasta el 85-100 % de la biomasa consumida (*Delibes*, 1980; *Calzada*, 2000). Este factor debería haber sido incluido dentro del análisis multicriterio, si bien, no se dispone actualmente de una cartografía detallada de la distribución del conejo en Andalucía. Por tanto, para la selección final será necesario efectuar muestreos de campo exhaustivo que evalúen las poblaciones de conejo de las áreas seleccionadas y que discriminen su aptitud.

CONCLUSIONES

A través de la utilización de un sistema de información geográfica se ha realizado una selección de áreas potencialmente aptas para la reintroducción/traslocación de ejemplares de lince ibérico. Para la realización de la selección han sido aplicadas las directrices emitidas por la U.I.C.N. como organismo internacional competente en proyectos de reintroducción.

Mediante la aplicación de diferentes técnicas y procedimientos y siempre desde una perspectiva biológica, los sistemas de información geográfica se han revelado como una potente

herramienta capaz de apoyar eficazmente la toma de decisiones, en la conservación de especies de fauna amenazada como el lince ibérico (Nowell y Jackson, 1996).

En cualquier caso, aunque los resultados finales de la selección desarrollada ha quedado supeditados a la evaluación de las poblaciones de conejo en las áreas seleccionadas. Evidentemente dicha evaluación es factible desde un punto de vista logístico (superficie reducida), mientras que si hubiésemos pretendido hacer un levantamiento cartográfico de las poblaciones de conejo de toda Andalucía, previamente a la selección, habría sido una tarea totalmente inabordable.

AGRADECIMIENTOS:

Este trabajo ha sido financiado dentro de las acciones previstas en el LIFE02/NAT/E/8609, "Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía" del que es beneficiaria la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Queremos mostrar nuestro especial agradecimiento a todos los compañeros que han participado en los trabajos de campo, así como a todos los socios del LIFE que han participado en la generación de la información utilizada en este trabajo.

REFERENCIAS:

- Barredo Cano, J.I. (1996): *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio*. Editorial RA-MA. Madrid. 264 pp.
- Bosque Sendra, J.; Escobar Martínez, F.J.; García Hernández, E. y Salado García, M^a.J. (1994): *Sistemas de Información Geográfica: Prácticas con PC ARC/INFO e IDRISI*. Editorial RA-MA. Madrid. 478 pp.
- Calzada, J. (2000): *Impacto de depredación y selección de presa del lince ibérico y el zorro sobre el conejo*. Tesis doctoral. Universidad de León. 252 pp.
- Delibes, M. (1980): El lince ibérico: Ecología y comportamientos alimenticios en el Coto de Doñana. Huelva. *Acta Vertebrata*, 7 (3): 1-128.
- Eastman, J.R. (1997): *Idrisi para Windows. Guía del Usuario. Version 2.0. Producción IDRISI*. Clark University. 1997. 130 pp.
- ESRI. (1996): *Arcview GIS. The Geographic System for Everyone*. Environmental Systems Research Institute, Inc. 1996. 365 pp.
- Nowell, K., y Jackson, P. (Eds.) (1996): *Wild Cats. Status Survey and conservation action plan*. U.I.C.N., Gland.
- Palomares, F. Delibes, M. Godoy, J.A. Piriz, A. Revilla E. Ruiz, G. Rivilla, J.A. y Conradi, S. (1999): *Determinación de la presencia y tamaño poblacional del lince ibérico usando técnicas moleculares y un sistema de información geográfico*. Junta de Andalucía - Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C). 1999. 113 pp.
- Palomares, F. Delibes, M. Revilla, E. Calzada, J. y Fedriani, J.M^a. (2001): Spatial ecology of iberian lynx and abundance of european rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monography* N° 148. 36 pp.

Rodríguez, A. y M. Delibes (1990): *El lince ibérico en España: distribución y problemas de conservación*. ICONA – CSIC. Madrid.

Romero, C. (1996): *Análisis de las decisiones multicriterio*. Serie de Monografías de Ingeniería de Sistemas. Publicaciones Isdefe. Madrid. 115 pp.

U.I.C.N./SSC. Guías para reintroducciones. Disponible en: <http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reints.htm>

Ensayo de modelización retrospectiva del paisaje utilizando las técnicas de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo

M.T. Camacho Olmedo¹, A. Mulero Pérez², D. Naveros Santos² y F. Salinas Sánchez²

(1) Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada, C/ Rector López Argüeta s/n, 18071 Granada.

(2) Licenciadas en Ciencias Ambientales, Universidad de Granada.

RESUMEN

Entre las funciones incluidas en los Sistemas de Información Geográfica ráster, la evaluación multicriterio y la evaluación multiobjetivo ofrecen amplias posibilidades de aplicación, especialmente para el análisis multivariable. Del SIG Idrisi 32 Release 2 se han utilizado estos módulos para la modelización retrospectiva del paisaje de la Alta Alpujarra granadina, área de la que se posee una amplia y dilatada base estadística de los usos del suelo agrario desde el siglo XVI. En este trabajo se muestran los resultados para los once municipios que componen el área de estudio.

La evaluación multicriterio permite obtener una serie de mapas de potencialidad para cada uno de los usos del suelo partiendo de la hipótesis de que existen una serie de factores condicionantes de la mayor o menor aptitud del territorio para acoger una actividad o uso agrario. Posteriormente, la evaluación multiobjetivo resuelve las incompatibilidades entre los usos potenciales para cada una de las fechas analizadas (1572, 1752, 1855/61), y reconstruye los mapas históricos teniendo en cuenta la superficie que ocupaba cada uso agrario según la base estadística. El resultado muestra la probabilidad de que un determinado uso o actividad se localice en un sector en función de las variables incluidas en el análisis, y ofrece la posibilidad de evaluar los límites y las aportaciones de la metodología utilizada.

Palabras Clave: Sistemas de Información Geográfica, modelización, paisaje histórico, evaluación multicriterio, evaluación multiobjetivo.

ABSTRACT

Raster Geographic information systems includes among the variety of analytical functions those intended to spatial-temporal modelling and decision support, particularly multi-criteria evaluation and multi-objective evaluation. SIG Idrisi 32 Release 2 functions have been used to retrospective land cover modelling in the Alpujarra Alta (Granada), related to a knowledge database about land cover dynamics since XVI century to XX century. This paper focuses on results of the whole area.

Multi-criteria evaluation produces a series of land use potential maps, based on a chronological set of land use maps, and space and criteria which are considered responsible for the observed changes and aptitude to receive an agricultural use. After that, the multi-objective evaluation resolves the incompatibilities between the potentials uses for the chronological series (1572, 1752, 1855/61), and rebuilds the historical maps based on the statistical surfaces. The results show the probable location for a specific use and allow to test the methodology and to specify some contributions and limits.

Key Words: *Geographic information systems, modelling, historic landscape, multi-criteria evaluation, multi-objective evaluation.*

INTRODUCCIÓN

Los objetivos y resultados de este trabajo deben enmarcarse en la metodología general desarrollada en una serie de proyectos de investigación¹. En ellos se han venido aplicando diversos métodos de modelización para trazar la dinámica de los paisajes de dos áreas montañosas mediterráneas. El objetivo general ha sido validar una serie de tratamientos que permitan la modelización retrospectiva y prospectiva del paisaje (*Paegelow et al.*, 2003). El presente trabajo, continuación de una aportación anterior (*Camacho et al.*, 2003), que aplicó el método a un área piloto de la Alta Alpujarra granadina (municipios de Busquístar, Pórtugos y Trevélez), incide en la modelización retrospectiva del paisaje del conjunto de los municipios que componen el área de trabajo (Figura 1).

1 «Dynamiques et modélisations de l'occupation du sol appliquées aux anthroposystèmes montagnards méditerranéens: Pyrénées – Sierra Nevada». Programme Environnement, Vie et Sociétés. C.N.R.S. Laboratorio GEODE UMR 5602, Universidad de Toulouse Le Mirail. Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada. 2000-2002.

“Sistemas de Información Geográfica y modelización de la dinámica paisajística de la montaña mediterránea: Sierra Nevada y Pirineos Orientales franceses”. Proyectos de I+D. MCYT. BIA2003-01499. Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada. Laboratorio GEODE UMR 5602, Universidad de Toulouse Le Mirail. 2003-2006.

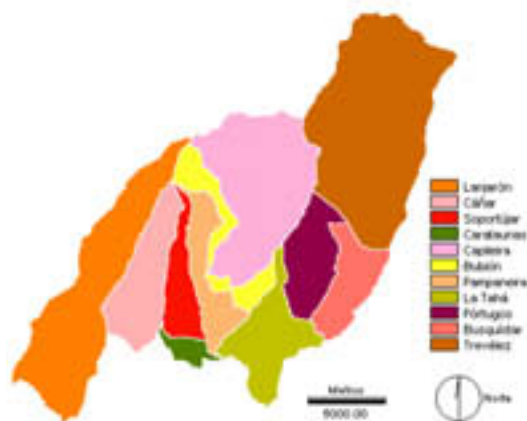


Figura 1. Límites municipales. Alta Alpujarra granadina

El método consiste en la utilización de las funciones de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo. Estos tratamientos permiten manejar un buen número de variables y resolver las incompatibilidades entre los diferentes usos potenciales (Barredo, 1996) para reconstruir el paisaje histórico. La cartografía resultante de la modelización no pretende sino mostrar la probabilidad de que un determinado uso del suelo u ocupación se localice en un determinado lugar para cada una de las fechas incluidas en el análisis, habiendo considerado que cada una de las categorías está condicionada por una serie de variables constantes a lo largo del tiempo. Los mapas históricos, que constituyen el principal resultado de este trabajo, no pueden considerarse, pues, como una reconstrucción fiel de la realidad acaecida en siglos pasados, sino como una propuesta aproximada a dicha realidad.

Para ello, se utiliza como cartografía de referencia la que se ha configurado a partir de la documentación de la segunda mitad del siglo XX. Una serie cronológica de fotogramas aéreos y de cartografía temática han servido de base, junto al trabajo de campo, para la cartografía de usos de la segunda mitad del siglo XX, que, una vez digitalizada, ha pasado a formar parte de la base de datos ráster para ser tratada con el SIG Idrisi 32 Release 2 (VVAA, 2001). Junto a los mapas de usos del suelo, un conjunto de variables descriptivas y explicativas de la evolución del paisaje han sido también cartografiadas e integradas en la base de datos. Ésta, a escala 1:25.000 y con resolución espacial de 25 metros en el formato ráster, es la fuente de la que se nutre la fase de evaluación multicriterio para la obtención de los mapas de potencialidad. Finalmente, los datos estadísticos, extraídos de las distintas fuentes históricas de los siglos XVI, XVIII y XIX (García, 1999), permiten precisar la superficie ocupada por cada categoría de usos del suelo para la fase de modelización.

LOS CULTIVOS Y APROVECHAMIENTOS EN 1572, 1752 Y 1855/61

Los cultivos y aprovechamientos de los municipios de la Alpujarra Alta para los siglos XVI, XVIII y XIX han sido obtenidos a partir de distintas fuentes históricas (García, 1999),

en concreto de los Libros de Apeos y Repartimientos de 1572, de Las Respuestas Particulares del Catastro del Marqués de la Ensenada de 1752 y de los Amillaramientos de 1855/61. La multiplicidad de matices que expresan las leyendas de estas fuentes, en la mayoría de los casos, tanto entre sí como con respecto a las fuentes cartográficas de la segunda mitad del siglo XX, nos ha obligado a prescindir de cara a la claridad expositiva y también por la necesidad de normalizar estos datos, de la rica diversidad, en cuanto a categorías de cultivos se refiere, con que aparece registrada la superficie cultivada. Por todo ello, lo que presentamos es una simple diferenciación entre tierras de regadío y tierras de secano, aunque seamos conscientes de la complejidad y variedad de situaciones que quedan englobadas en este secular paisaje agrario. Este hecho es más grave cuando lo que se persigue es la obtención de un único mapa de potencialidad para acoger una actividad que, en la realidad, presenta una gran heterogeneidad. Es el caso, por ejemplo, de los cultivos de regadío de vega, situados en torno a los núcleos urbanos, y los de sierra, localizados en las laderas de mayor altitud, diversidad altitudinal que también caracteriza a los cultivos de secano. Aun así, creemos que esta diferenciación queda recogida en la cartografía de los usos del suelo de la segunda mitad del siglo XX, especialmente en la de 1957, donde aún se muestran activos cultivos como los citados anteriormente, o bien quedan huellas de su reciente actividad, lo que ha permitido identificarlos como cultivos abandonados.

Respecto a la superficie no cultivada, la información que ofrecen las distintas fuentes históricas es mucho más escasa e imprecisa². Por ello, en la fase de modelización, hemos optado por no tener en cuenta los escuetos datos existentes de los municipios analizados, habiendo calculado la superficie de lo que hemos denominado “superficie inculca y/o improductiva” en función del total de la superficie del municipio, una vez sustraída la superficie cultivada. En este sentido hay que tener en cuenta el desajuste entre la superficie total de cada municipio, extraída de la base de datos digitalizada, y la superficie cultivada de regadío y secano, que proviene de las distintas fuentes históricas.

El Cuadro 1 muestra la superficie en hectáreas de los cultivos de regadío y secano de los once municipios de la Alta Alpujarra para las fechas analizadas y el total de la superficie de los municipios. A estos datos hay que añadir algunas aclaraciones. Por una parte, para calcular las cifras de la superficie cultivada en 1572 ha sido necesario realizar un cálculo³ partiendo del número de “suertes” o lotes de tierra entregadas a los nuevos pobladores en cada municipio y de la “suerte tipo” de cada uno, lo que nos da como resultado el total de hectáreas repartidas⁴. Estas cifras deben ser tomadas no obstante con mucha precaución, puesto que existen en los Apeos distintas anotaciones que pueden alterar estas conclusiones (García, 1999, pp. 79-84). En el caso de los municipios del barranco de Poqueira (Capileira, Bubión y Pampaneira), las cifras son relativas al total de los mismos. Por otra parte, no han sido localizados los Amilla-

2 La superficie no cultivada no se recoge ni en los Libros de Apeos y Repartimientos (1572) ni en los Amillaramientos (1855/61), y no se catastra en su totalidad en el Catastro del Marqués de la Ensenada (1752).

3 En Camacho et al. (2003), pp.4, se expone este proceso para los municipios de Busquístar, Pórtugos y Trevélez.

4 De los Libros de Apeos y Repartimientos de 1572 se extraen los siguientes datos: el número de repobladores que llegaron a la Alta Alpujarra tras la expulsión de los moriscos, el número de “suertes” repartidas entre los mismos, y la “suerte tipo” o lote de tierras entregada que, a pesar de las Ordenanzas de Repoblación, varía en extensión y naturaleza en cada uno de los municipios analizados (García, 1999, pp. 69-77).

ramientos de cuatro de los municipios del área de estudio (Cáñar, Carataunas, Soportújar y La Tahá) por lo que, para esta fecha, las cifras totales serán sensiblemente inferiores a las que debieron existir (García, 1999, pp. 175-176).

Cuadro 1. Superficie cultivada en 1571, 1752 y 1855/61 (Has.)

Municipios	1572		1752		1855/61		Superficie municipio
	Regadío	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Secano	
Lanjarón	65.53	317.51	173.17	354.78	602.53	209.77	6019.63
Cáñar	67.78	88.15	425.20	123.65	-	-	2633.07
Soportújar	35.82	7.95	511.79	260.92	447.59	340.75	1411.38
Carataunas	24.54	6.13	39.39	110.24	-	-	465.53
Pampaneira		163.46	62.20	-	-	1747.28	
Bubión	149.02	0.00	187.51	44.96	402.48	0.00	1490.94
Capileira			477.31	42.82	1020.56	0.00	5670.64
La Tahá	199.16	159.75	139.51	142.98	-	-	2560.31
Pórtugos	27.93	0.00	70.25	365.05	107.34	108.48	2060.73
Busquístar	25.38	0.00	178.88	152.53	261.70	212.50	1799.40
Trevélez	112.74	0.00	75.55	580.64	224.88	899.05	9080.51
TOTAL	707.90	579.49	2442.02	2240.77	3067.08	1770.55	34939.42

Fuente: Libros de Apeos y Repartimientos (1572), Catastro del Marqués de la Ensenada (1752), Amillaramientos (1855/61). Elaboración: García, P. (1999), pp. 105 y 179, y elaboración propia.

MAPAS DE POTENCIALIDAD DE LOS USOS DEL SUELO

Para la obtención de los mapas de potencialidad de los usos del suelo (cultivos de regadío, cultivos de secano, superficie inculca y/o improductiva), se han elegido aquellas variables de la base de datos que pueden ser indicativas de la localización de cada una de las categorías que se pretenden modelizar. La evaluación multicriterio permite integrar esas variables, ya sean como restricciones o bien como factores de aptitud, las pondera y compensa, y, finalmente, tras la sumatoria lineal, ofrece como resultado una serie de mapas que expresan la capacidad de acogida del territorio para cada categoría.

Para ello, se parte de la hipótesis de que existen una serie de condicionantes para la ubicación de los diferentes tipos de usos del suelo. No obstante, puesto que el objetivo es modelizar el paisaje histórico, y no se dispone de información cartográfica discriminada para cada uno de los períodos que se pretenden modelizar, sólo se consideran aquellos condicionantes "invariables" en el tiempo. Estos pueden ser de naturaleza física (altitud, pendiente, etc.) o bien más ligados a la acción antrópica, en cuyo caso sólo aquéllos de los que podamos constatar una presencia permanente durante el período modelizado serán incluidos en el análisis (Camacho et al., 2003,

pp. 6). Además de estas variables, se ha incluido la cartografía de los usos del suelo de la segunda mitad del siglo XX, en concreto la de 1957. La localización de los cultivos de regadío o de secano, y la de los cultivos ya abandonados, en esta fecha de máxima ocupación agrícola en relación a las décadas posteriores, es la principal referencia cartográfica no sólo para la elección de las variables sino también como factor propio para los mapas de potencialidad de cada uso. Parece lógico pensar que las áreas cultivadas o abandonadas en 1957 son las que presentan una mayor probabilidad de haber sido cultivadas en el pasado, aunque no sea el único factor tenido en cuenta. En este sentido hay que considerar que la evolución de los usos del suelo no presenta una tendencia lineal y que cada categoría muestra una dinámica diferente.

Siendo conscientes de estas limitaciones, la cartografía de 1957 ha sido puesta en relación con las variables de la base de datos para la elección de las más significativas. En primer lugar se han obtenido y analizado las cifras absolutas y relativas procedentes de la superposición de cada variable y del mapa de cada categoría de usos del suelo, y se ha calculado un índice de asociación o correlación (Cramer's V) entre ellas. Como resultado, se han precisado las *restricciones* y los *factores*. Las *restricciones* (mapas binarios 0/1) corresponden al fondo no útil de la imagen, a categorías de usos del suelo incompatibles con la analizada, o bien a las clases o intervalos de aquellas variables significativas donde se ha comprobado la ausencia justificada de dicha categoría.

Para la configuración de los *factores* (escala standard de 0 a 255), en función de la naturaleza cualitativa o cuantitativa de cada variable y de su grado de asociación con el mapa de usos del suelo, se ha optado bien por estandarizar las variables cuantitativas cuya gradación ascendente o descendente se adecua a la aptitud para la localización del uso del suelo analizado, o bien por ponderar las clases o intervalos de las variables. Entre ellas hay que incluir, como hemos indicado, el propio mapa de usos del suelo de 1957 que, bien como cálculo de distancias a una categoría (mayor/menor potencialidad de las áreas contiguas), bien como mayor/menor potencialidad según la categoría, es el origen de un buen número de factores condicionantes en el análisis.

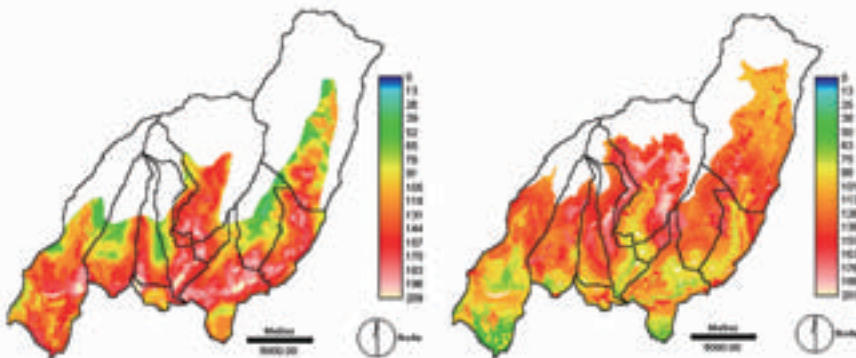


Figura 2. EMC. Mapa de potencialidad de los cultivos de regadío (izquierda) y de secano (derecha)
 (La escala de grises representa el grado de potencialidad)
 (En blanco: zonas excluidas)

El tipo de evaluación multicriterio elegido (*MCE-OWA, Multi-Criteria Evaluation – Order Weighted Average*) (Eastman, 1993) incluye una serie de prioridades en función del nivel de riesgo ("andness") y de compensación entre factores ("tradeoff"), habiendo optado por una compensación media y un riesgo bajo. Las ponderaciones de los factores han sido calculadas a partir de la matriz de pares de variables (Saaty, 1977), tras el análisis de diversos índices de correlación y asociación.

El resultado del proceso de evaluación multicriterio⁵ es un mapa de potencialidad o probabilidad (0-255) para cada una de las categorías analizadas (Montoya, G.M., 2002; González, J.M. y Casado, F., 2002). Estos mapas pretenden mostrar la capacidad de acogida del territorio para cada uso del suelo, independientemente del período analizado, a pesar de haber utilizado como principal referencia espacial la cartografía de los usos del suelo de 1957. La Figura 2 muestra los mapas de potencialidad de los cultivos de regadío y de los cultivos de secano. En el caso de la "superficie inculca y/o improductiva", al no poder diferenciar en las fuentes históricas la superficie ocupada por las formaciones arbóreas, el matorral y el pastizal (categorías discriminadas en la cartografía de la segunda mitad del siglo XX), y ser conscientes, además, de los profundos cambios acaecidos en el paisaje forestal a lo largo de los siglos pasados, el mapa final es la suma de los mapas de potencialidad de cada una de estas categorías, obtenidos de forma independiente.

RECONSTRUCCIÓN DEL PAISAJE HISTÓRICO

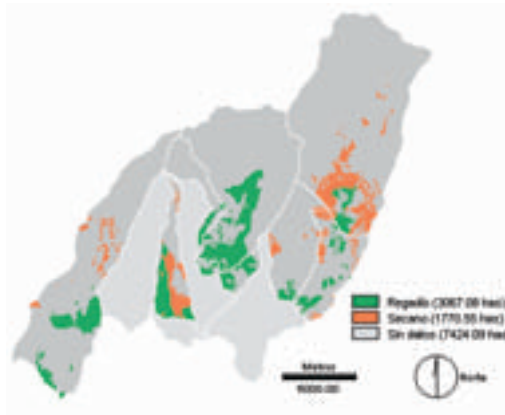
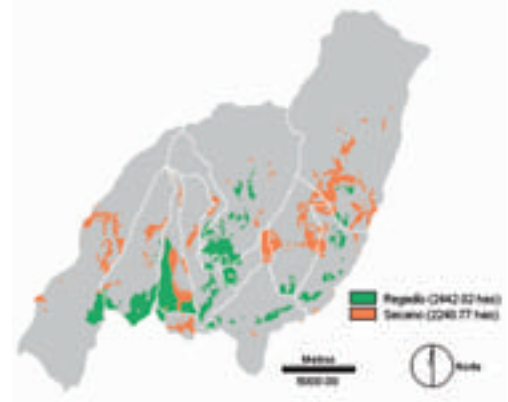
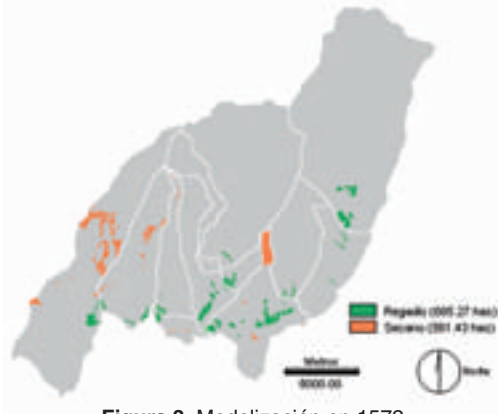
La aplicación del módulo de evaluación multiobjetivo permite obtener un mapa que resuelve las incompatibilidades entre distintos usos. En nuestro caso, los mapas de potencialidad de cada categoría de usos del suelo, elaborados en la fase de evaluación multicriterio, constituyen los documentos a partir de los cuales se quiere obtener una única imagen que asigne a cada píxel la mejor de las opciones planteadas, es decir, el uso potencial más óptimo.

La función se aplica a cada uno de los términos municipales por separado, y para las fechas de 1572, 1752 y 1855/61, siendo las condiciones similares en cada tratamiento. Se han establecido ponderaciones mayores (3) para los mapas de potencialidad de los cultivos de regadío y de secano, y menores para los mapas de potencialidad de las tierras incultas y/o improductivas (2) y para el fondo no útil de la imagen (1), y un área de tolerancia de 0 píxeles, lo que exige al algoritmo la obtención del número de píxeles exactos para cada categoría, calculados a partir de la superficie en hectáreas recogida en las fuentes históricas (ver Cuadro 1).

En las Figuras 3, 4 y 5 se presenta, en un mosaico gráfico, la modelización de los usos del suelo del conjunto de los términos municipales de la Alta Alpujarra para las fechas de 1572, 1752 y 1855/61, correspondiendo las cifras de superficie al total de estos términos (cifras totales del Cuadro 1)⁶.

5 Una explicación más detallada de las diferentes fases para la aplicación de este módulo se puede consultar en Camacho et al. (2003), pp. 6-10.

6 En 1855/61 no existen datos para los municipios de Cáñar, Carataunas, Pampaneira y La Tahá.



ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

Si bien, gracias a las opciones de la evaluación multiobjetivo, la superficie ocupada por cada categoría de usos del suelo en la modelización retrospectiva corresponde fielmente a la extraída de las fuentes históricas, su ubicación y localización no puede ser constatada ni verificada. Únicamente la superposición o la comparación gráfica y estadística de los mapas obtenidos en la modelización y de los mapas de los usos del suelo de la segunda mitad del siglo XX, elaborados tras el proceso de fotointerpretación, pueden aportarnos algunas impresiones acerca de los resultados obtenidos. Para ello, en las Figuras 6, 7, 8 y 9 se muestran los mapas de los usos del suelo en 1957, 1974, 1987 y 2001, con una leyenda resumida para hacerla coincidir con la de la modelización. En dicha leyenda, además de los cultivos de regadío y de secano, aparece una categoría, especialmente importante en la actual situación de la Alpujarra Alta, que hemos denominado como “semiabandono”, al corresponder tanto a un mosaico de parcelas abandonadas y no abandonadas, como a una menor intensidad y mantenimiento de la actividad agrícola.

Una primera consulta de los resultados de la modelización (Figuras 3 a 5) muestra una cierta similitud entre las tres fechas analizadas. Puesto que existe un creciente aumento de la superficie cultivada en todos los términos municipales desde el siglo XVI al siglo XIX, y, en la mayoría de los casos, este crecimiento afecta tanto a los cultivos de regadío como a los de secano, las áreas potencialmente más aptas para cada tipo de cultivo aumentan en extensión de una fecha a otra y lo hacen en las zonas contiguas o más próximas, especialmente entre 1752 y 1855/61. El proceso es el inverso en aquellos casos de disminución de superficie cultivada, como pueden ser el retroceso de los cultivos de secano en Lanjarón, Bubión, Capileira o Pórtugos desde 1752 a 1855/61, o el del regadío en Soportújar para las mismas fechas, destacando también el efecto de vecindad.

También se observa que, mientras que las áreas potencialmente más aptas para el regadío parecen adecuarse más a la cartografía de esta categoría en 1957, en el caso del secano pueden ser otras las variables que hayan tenido más peso a la hora de situar las zonas de mayor potencialidad. Esto explicaría la ubicación de algunas zonas más aptas en las laderas de media altitud de municipios como Lanjarón o La Tahá, en 1572 y 1752, o la huella de los factores ligados a los mapas de distancia en los secanos potenciales de Trevélez, tanto en 1752 como en 1855/61.

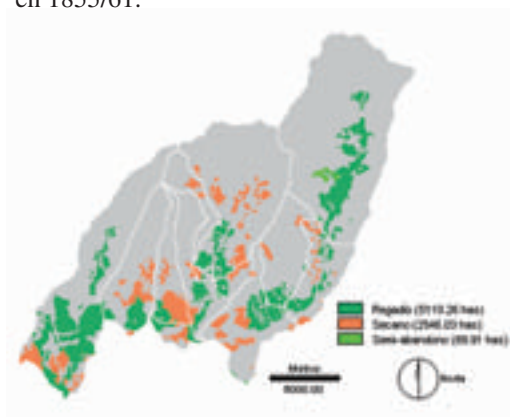


Figura 6. Usos del suelo en 1957

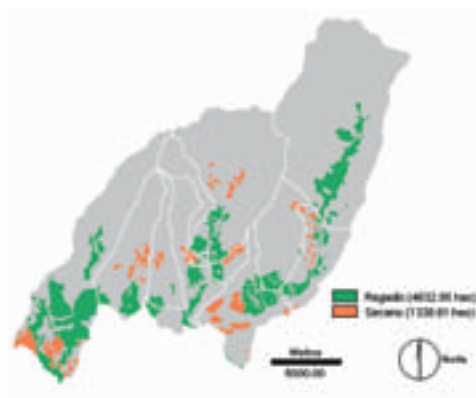


Figura 7. Usos del suelo en 1974



Figura 8. Usos del suelo en 1987

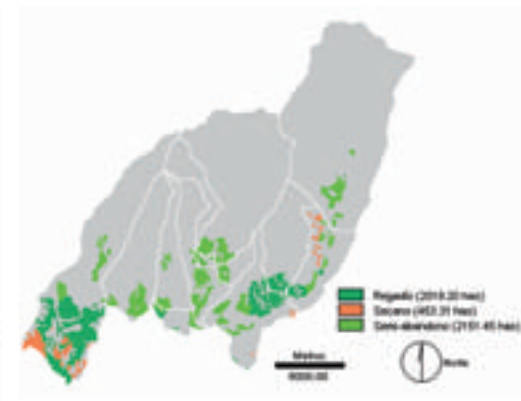


Figura 9. Usos del suelo en 2001

Un análisis de la serie cronológica completa, desde el siglo XVI hasta nuestros días, confirma que las fechas más adecuadas para analizar la ocupación agrícola son la de la segunda mitad del siglo XIX, al constituir “el techo de las posibilidades vitales” del sistema de explotación tradicional (*Bosque*, 1969, pp. 105) (Figuras 3 a 5), y la fecha de 1957, al coincidir con el período de máxima actividad en la segunda mitad del siglo XX, a partir del cual se desencadena un fuerte retroceso y abandono de los cultivos hasta el momento actual (Figuras 6 a 9).

Por municipios, de los siete de los que se posee datos en 1855/61, se observa que, si bien en Capileira, Bubión o Soportújar el período de máxima ocupación agrícola es el del S.XIX, en otros, como Lanjarón o Trevélez, la superficie cultivada es mayor en 1957, mientras que se detecta una tendencia estable en Pórtugos y Busquístar. En este lapsus de tiempo hay, además, transformaciones importantes en los tipos de cultivos. Es el caso de Capileira, en donde se produce un cambio desde el regadío imperante en 1855/61, a una convivencia entre el regadío y el secano en 1957. El proceso inverso se produce en Trevélez, donde en 1855/61 se catastran tanto hectáreas de regadío como hectáreas de secano, mientras que en 1957 sólo se identifican cultivos de regadío⁷.

Esta diversidad de situaciones por términos municipales es esencial para interpretar los resultados de la modelización. Para poder ubicar sus “aciertos” y sus “desajustes”, en la Figura 10 se recoge la superposición cartográfica entre la modelización de fecha más reciente (1855/61) y la cartografía real más próxima en el tiempo (1957) que, como hemos comentado, coinciden con los períodos de máxima ocupación agrícola. Como datos complementarios, en el Cuadro 2 se presenta en una tabla cruzada la superficie en hectáreas resultante de la superposición, aunque, en este caso, con una leyenda más completa extraída de la fotointerpretación, que añade a las categorías anteriores otras incluidas en la denominada “superficie inculca y/o improductiva”: cultivos abandonados, pinares de repoblación y una categoría mixta que agrupa a las formaciones arbóreas, el matorral y el pastizal. La categoría de los cultivos abandonados puede ser muy ilustrativa de los cambios acaecidos en la agricultura, puesto que añade a la superficie aún cultivada en 1957, aquella que lo fue en tiempos pasados y que aún deja, como testimonio, sus huellas en el terreno.

Aun siendo conscientes del tiempo transcurrido entre ambas fechas, este análisis comparativo puede indicarnos en qué sentido existen coincidencias o desajustes entre los mapas y qué tipos de transformaciones han podido tener lugar, con el objetivo de detectar posibles errores en la modelización. Dada la ausencia de datos en 1855/61 para cuatro de los municipios del área de estudio, la superposición se ha realizado exclusivamente con los siete restantes.

7 Aunque los mapas de 1957 han sido elaborados tras un proceso de fotointerpretación, la situación de los cultivos ha sido comparada con los datos del Catastro de Rústica de 1983. Al quedar demostrada la falta de actualización de esta fuente, sus datos corresponden, en cuanto a los cultivos de la Alta Alpujarra se refiere, a finales de la década de los cincuenta y década de los sesenta (García, 1999, pp. 350).

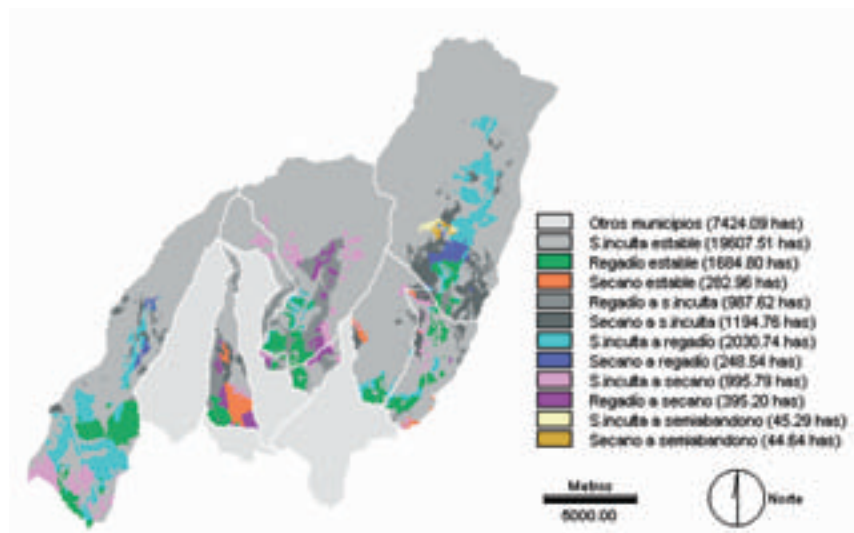


Figura 10. Superposición entre la modelización de 1855/61 y la cartografía de los usos del suelo de 1957⁸

Las cifras del Cuadro 2 nos permiten comprobar que, del total de regadíos modelizados en 1855/61 (3067,08 has), en 1957 sólo la mitad (1684,80 has) se identifican como regadíos, mientras que 539,20 has corresponden a cultivos abandonados, 288,54 has a pinares de repoblación, 160,49 has a formaciones de vegetación natural y 395,49 has a secano. Esto significaría que “nuevos” cultivos hacen su aparición, a los que habría que añadir el aumento global del regadío, puesto que de las 3067,08 has de 1855/61, se alcanzan 3967,02 has en 1957. Se trataría, sobre todo, de cambios desde la superficie inculta (2032,24 has) y algo menor desde el secano (248,73 has).

Cuadro 2. Superposición entre la modelización de 1855/61 (filas) y la cartografía de usos del suelo de 1957 (columnas) (Has.)⁹

Usos del suelo	Superficie inculta y/o improductiva			Semiabandono	Regadío	Secano	Total 1855/61
	Arbóreo, matorral, pastizal	Pinar de repoblación	Cultivos abandonados				
Super.inculta	17519.42	667.18	1435.45	45.30	2032.24	996.53	22700.49
Regadío	160.49	288.54	539.20	0.00	1686.05	395.49	3067.08
Secano	458.64	235.81	501.20	44.68	248.73	283.17	1770.55
Total 1957	18138.55	1191.53	2475.85	89.98	3967.02	1675.19	27538.12

Fuente: Elaboración propia

8 Municipios de Lanjarón, Soportújar, Bubión, Capileira, Pórtugos, Busquístar y Trevélez.

9 Municipios de Lanjarón, Soportújar, Bubión, Capileira, Pórtugos, Busquístar y Trevélez.

En el caso de los cultivos de secano, se observa una tendencia estable entre las dos fechas (1770,55 has en 1855/61 y 1675,19 has en 1957). Sin embargo, de las 1770,55 has de 1855/61, sólo se identifican como secanos en 1957 283,17 has. El resto corresponde a 458,64 has de vegetación natural, 235,81 has de pinar, 501,20 de cultivos abandonados, 44,68 has de semi-abandono y 248,73 has de cultivos de regadío. Los “nuevos” secanos en 1957 provienen de la superficie inculca (996,53 has) y del regadío (395,49 has).

Respecto a la evolución de la superficie inculca y/o improductiva, en el Cuadro 2 destaca que, en 1957, parte de estas tierras se transformarían en cultivos abandonados (1435,45 has) y cultivos semi/abandonados (45,30 has), es decir, se trataría de cultivos que tuvieron lugar entre las dos fechas pero que se abandonaron antes de 1957. Otros pasarían a ser nuevos regadíos (2032,24 has) o nuevos secanos (996,53 has).

Si localizamos estos aparentes desajustes por términos municipales (Figura 10), vemos que en municipios como Lanjarón, donde se amplía la superficie cultivada desde una fecha a otra, se localizan buena parte de las dinámicas relacionadas con los nuevos regadíos y los nuevos secanos. En Trevélez las dinámicas se identifican con el abandono del secano de las laderas medias, o su transformación a regadío, y la conquista de las laderas bajas por parte de los cultivos regados. El proceso es el inverso en Capileira, donde se abandonan los regadíos de las laderas medias, aunque aparecen nuevas parcelas junto a los cauces, y, sobre todo, se cartografían parcelas de secano, tipo de cultivo inexistente en este municipio en 1855/61.

Todo ello indica que las principales diferencias entre la modelización de 1855/61 y la cartografía de 1957 están ligadas a la evolución tan dispar de los cultivos en algunos de los municipios del área de estudio: aumento de la superficie cultivada en Lanjarón, desaparición del secano en Trevélez y desaparición del regadío en Capileira. Quizás las mayores dudas surgen de las cifras de transformación del secano al regadío (248,54 has) o viceversa (395,20 has) en el total de los municipios, puesto que este cambio de tipo de cultivo encuentra poca justificación y hace pensar más en las diferencias de definición e identificación de las categorías agrícolas según las fuentes utilizadas (García, 1999, pp. 350-362), cuestión que en la Alta Alpujarra proviene del umbral poco definido en ocasiones entre cultivos regados/no regados y riego permanente/no permanente.

En el caso concreto de los municipios de Busquístar, Trevélez y Pórtugos (Camacho *et al.*, 2003, pp. 11-12), el importante aumento de los cultivos de regadío entre 1855/61 y 1957 y, por el contrario, la fuerte disminución de los cultivos de secano, facilita que la superficie más apta para el regadío en los mapas modelizados se vea efectivamente ocupada por esta categoría en 1957, al ser su superficie sensiblemente inferior. En concreto, del total de regadíos probables en 1855/61, un 87.55% se identifica como regadío en 1957 (en Pórtugos asciende al 100%).

CONCLUSIONES

La modelización retrospectiva no pretende sino una aproximación probabilística a la cartografía de las principales categorías de usos del suelo en el pasado. Sus límites están relacionados tanto con las fuentes utilizadas, estadísticas o cartográficas (falta de datos, diversidad en

la identificación de las categorías catastradas, desajustes entre la superficie catastrada), como con la metodología desarrollada.

El hecho de no poder utilizar sino información actual para modelizar el paisaje histórico y, obligados por el método, únicamente información cartografiada, constituye, sin duda, la mayor limitación. Aunque se han intentado mitigar estos hechos, lo cierto es que faltan variables que pueden ser más indicativas para la ubicación de determinadas categorías y, sobre todo, algunas de las variables elegidas han sufrido modificaciones temporales que no han podido ser consideradas en el análisis. La obtención de un único mapa de potencialidad por categorías para todas las fechas modelizadas es el resultado más evidente de estas limitaciones.

Por otra parte, el hecho de haber obtenido los mapas de potencialidad para el conjunto de los municipios, y no para cada uno de ellos, ha sido la causa de algunos de los desajustes detectados. Analizando los mapas de potencialidad de los cultivos de regadío y secano se observa que algunos de los condicionantes para explicar su ubicación son convergentes, y se percibe una cierta contigüidad espacial entre las zonas de mayor potencialidad para el regadío, ubicadas en las laderas bajas y aterradas, y las de mayor potencialidad para el secano, localizada a mayor altitud que las anteriores. No obstante, la diversidad de estos tipos de cultivo (con variedad de vega y de sierra o con riegos eventuales), provoca que no siempre se mantengan las mismas condiciones de ubicación, especialmente si se discriminan por términos municipales. Esto es más evidente en el caso de los cultivos de secano, localizados tanto en las laderas a media altura, por encima de los regadíos, como en zonas más bajas aunque más alejadas de la red de acequias. Este hecho se ha intentado mitigar mediante la elaboración de factores ligados, de manera directa (áreas identificadas como regadíos o secanos) o indirecta (distancia de cultivos abandonados a determinados cultivos, distancia a núcleos de población dentro de las áreas cultivadas), a la cartografía de 1957.

El haber utilizado como referente espacial el mapa de 1957 provoca, efectivamente, un cierto condicionamiento de los resultados, es decir, la modelización se adecua a la cartografía de esta fecha. Esto puede impedir en ocasiones verificar la metodología mediante la comparación entre la modelización y la cartografía real. Sin embargo, la situación no es similar en todos los municipios. En aquellos donde se produce, según las fuentes utilizadas, una transformación importante de los usos del suelo (Lanjarón, Capileira, o Trevélez), las áreas óptimas están más relacionadas con otras variables de la base de datos que con la cartografía de esa categoría en 1957. Sin duda, como hemos comentado, los casos más difíciles de validar son aquellos en los que se produce una evolución desde el regadío al secano o viceversa. Estas diferencias tan significativas por términos municipales tienen una clara consecuencia en la valoración de los resultados.

Quizás la mayor limitación en la utilización de la evaluación multiobjetivo para la reconstrucción del paisaje histórico es el hecho de que las distintas categorías de usos del suelo no tienen por qué situarse o ubicarse en aquellas zonas más óptimas o potencialmente más aptas para acoger dicha ocupación, o, al menos, este principio no tiene por qué cumplirse en todas las circunstancias. Estas y otras cuestiones no invalidan el hecho de que la modelización mediante las técnicas de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo parece mostrarse como un método adecuado para una aproximación cartográfica al paisaje histórico de índole probabilístico y para el manejo de un buen número de variables condicionantes de dicho paisaje.

REFERENCIAS

- Barredo, J.I. (1996): *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación multicriterio en la Ordenación del Territorio*. Edit Ra-ma, Madrid.
- Bosque, J. (1969): *Tradición y modernidad en las Alpujarras granadinas*. Estudios de Geografía Agraria de Andalucía. Madrid. Ed. Aljibe.
- Camacho, M.T. y otros (2002): La transformación de un paisaje de montaña: el proceso de abandono de la agricultura en la Alta Alpujarra granadina. En *Los espacios rurales entre el hoy y el mañana. XI Coloquio de Geografía Rural*. AGE. Universidad de Cantabria, Santander.
- Camacho, M.T. y otros (2003): Reconstrucción del paisaje histórico utilizando técnicas de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo. En *“De lo local a lo global. Nuevas tecnologías de la información geográfica para el desarrollo”*. SIBSIG, AESIG, GMCSIGT, Universidad de Extremadura, Cáceres.
- Eastman, J.R. (1993): *IDRISI, a grid based geographyc analysis system*. Version 4.1. Clark University, Massachusetts.
- García, P. (1999): *La transformación del paisaje y la economía rural en la Alta Alpujarra Occidental*. Universidad de Granada, Instituto de Desarrollo Regional. Granada.
- González, J.M. y Casado, F. (2002): *Modelización de la vegetación potencial en la Alta Alpujarra*. Memoria de Proyecto fin de carrera (inédito). Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad de Granada. Granada.
- Montoya, M.G. (2002): *Potencialidad de los cultivos de regadío y secano en la Alta Alpujarra*. Memoria de Proyecto fin de carrera (inédito). Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad de Granada. Granada.
- Paegelow, M., Camacho, M.T. y Menor, J. (2003): Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. *Geofocus* nº 3. Madrid.
- Saaty, T.L. (1977): A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical Psychology*, nº15.
- VVAA (2001): *Guide to GIS and Image Processing*, vol.2. Idrisi 32. Clark University, Massachusetts.

Metodología de análisis de la transformación del paisaje de la Costa Brava: Evolución, diagnosis y prognosis

C. Martí Llambrich¹, J. Peña Llopis² y J. Pintó Fusalba¹

(1) Departament de Geografia, Història i Història de l'Art, Universitat de Girona, Plaça Ferrater Mora 1, 17071 Girona.

(2) Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Ap. correos 99, 03080 Alicante.

RESUMEN

Se presenta el proceso metodológico utilizado para el estudio de la transformación de los paisajes litorales de la Costa Brava a partir del análisis de los cambios acaecidos en los usos y las coberturas del suelo en tres cortes temporales (1957, 1980 y 2003). El empleo de los SIG se conforma como una herramienta básica para localizar y cuantificar las variaciones territoriales a lo largo del tiempo, y sus resultados se muestran a menudo imprescindibles en la gestión y ordenación del territorio. El análisis estadístico-espacial y los índices de ecología del paisaje utilizados permiten examinar la estructura o patrón espacial del paisaje actual y pasado, manifestar las implicaciones ecopaisajísticas de tal transformación, detectar las tendencias territoriales de cambio y crear modelos que proyecten dichas dinámicas hacia el futuro, presentando escenarios previsibles.

Palabras Clave: Cambio de coberturas y usos del suelo, leyenda jerárquica, SIG, ecología del paisaje, estructura del paisaje, fragmentación, matrices de Markov.

ABSTRACT

We discussed the methodology used to study the transformation of coastal landscapes of the Costa Brava (Girona, North-East of Spain) from the analysis of the changes happened in land use and land cover in three time periods (1957, 1980 and 2003). The employment of the GIS conforms as a basic tool to locate and to quantify the territorial variations along time, and its results are indispensable to consider in the administration and planning poli-

cies. The spatial statistical analysis and the landscape ecology metrics used allow examining the spatial structure or pattern of the current and past landscape, to manifest those landscape ecological implications of such transformation, to detect the territorial trends of change and to create models that project these dynamics toward the future presenting foregone scenarios.

Key Words: *Land use and cover change, hierarchical legend, GIS, Landscape ecology, landscape structure, fragmentation, Markov chain.*

INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia, en función de las necesidades y de las técnicas de cada momento, hemos asignado distintos usos al territorio. Éstos han ido modificando la estructura y la calidad de las cubiertas del suelo hasta llegar, en muchos casos, a sustituir totalmente dichas cubiertas por otras. Así, se han transformado categóricamente muchos paisajes, configurando nuevas fisonomías, a las que hemos aplicado, a su vez, nuevos usos.

La cotidianidad del espacio donde vivimos, la costumbre, en definitiva, de observar y percibir nuestro entorno, y la adaptación que desarrollamos ante los cambios, junto a la dinámica progresiva de las variaciones que se producen sobre el territorio, usualmente lejos de alteraciones bruscas y inmediatas, dificultan discernir las múltiples sustituciones, surgimientos, expansiones, desmembraciones o aniquilamientos de especies, hábitats, ecosistemas o paisajes que ocurren continuamente en el espacio. Esta falta de percepción y de memoria histórico-territoriales hace no sólo conveniente sino necesario el análisis de la transformación del territorio para detectar los cambios o las alteraciones acaecidas en un espacio concreto a lo largo de un periodo temporal determinado.

Desde que Von Humboldt hiciera la primera caracterización de la estructura de la superficie terrestre y su clasificación taxonómica de los elementos integradores y dinámicos de la naturaleza, el estudio de la estructura del paisaje ha sido motivo de estudio desde múltiples enfoques. El análisis de la riqueza interna del paisaje, la variedad de sus componentes y las interconexiones entre los elementos constituyentes de ese sistema motivó que Carl Troll encunara, en 1939, la *Landschaftsoecologie*, una disciplina que fue progresivamente evolucionando hasta que, en 1980, nació la conocida *Landscape Ecology*. La ecología del paisaje une los conocimientos de la ciencia ecológica y geográfica, entre procedimientos de muchas otras disciplinas, con el objetivo de analizar la estructura espacial y la organización de los elementos del paisaje para comprender los cambios que experimentan los distintos tipos de paisajes, naturales y antropizados, forestales, agrarios o urbanizados, y detectar las repercusiones ambientales y paisajísticas de dicha transformación (Burel & Baudry, 2002).

La descripción de los procesos de cambio de los usos y las cubiertas del suelo conlleva un amplio abanico de tipologías de observación, análisis e interpretaciones. En este sentido, el programa *Land Use and Cover Change* es un ambicioso proyecto orientado al análisis de los procesos y de las causalidades. Aborda la identificación, la descripción cualitativa y la para-

metrización de los factores responsables de los cambios en los usos del suelo, así como la integración de sus consecuencias y reacciones, para *a*) detectar tendencias en el cambio ambiental global, tanto por lo que afecta a la sostenibilidad de los recursos naturales como al desarrollo económico, y *b*) para comprobar cuáles son las respuestas de los humanos a las consecuencias ambientales producidas por ambos.

Para comprender la amplitud del proceso de transformación del paisaje, el programa *LUCC* analiza: *a*) las fuerzas motrices biofísicas y socioeconómicas, variables exógenas responsables de los cambios; *b*) las implicaciones que tienen las cubiertas del suelo en los usos del suelo; y *c*) la variabilidad espacial y temporal en las dinámicas de los usos y las cubiertas del suelo, desde el detalle de la escala local, a las escalas intermedias de ámbito regional hasta llegar a la generalización de la escala global.

En este contexto, y dado que para comprender la evolución y funcionamiento de un sistema dinámico como es el paisaje es indispensable concretar explícitamente las escalas espacial y temporal, en el presente trabajo de investigación se delimita el análisis al espacio litoral de la Costa Brava (costa gerundense), estrictamente en el ámbito municipal, en los últimos 50 años (1957-2003).

METODOLOGÍA

Adquisición de datos: proceso elaborado

Para caracterizar la situación inicial del paisaje de la Costa Brava antes de la explosión turística se han utilizado las imágenes tomadas por el ejército americano entre los años 1956 y 1957 por ser la primera vez en que se dispone de fotografía aérea con cobertura completa para el área de estudio apta para fotointerpretar, y por ser el período de inicio de profundos cambios en el litoral catalán. Para detectar la situación del paisaje existente al final de la Dictadura franquista, y poder conocer de qué situación partía la futura gestión de los primeros ayuntamientos democráticos, se escogieron contactos tomados a finales de la década de 1970 por el Instituto Geográfico Nacional. El tercer periodo corresponde a la situación actual donde se han utilizado las ortoimágenes en color y a escala 1:5000 del *Institut Cartogràfic de Catalunya*.

El área de estudio se delimitó a los 22 municipios litorales de la costa de la provincia de Girona por ser la zona que tradicionalmente ha sido conocida por la denominación de Costa Brava. Las cualidades paisajísticas que calificaban dicho territorio pronto fueron utilizadas como marca turística, motivo de atracción que, junto a la progresiva popularización del turismo de sol y playa, potenciada por las políticas desarrollistas de la etapa franquista, crearon nuevas inercias económicas y rotundos cambios territoriales, que provocaron graves consecuencias ambientales. La especulación del suelo más las ansias de crecimiento urbanístico, como muestra de modernización, pronto generaron resultados nefastos: la constricción de la estricta línea costera, la ocupación difusa de las vertientes de las montañas litorales, el abandono de los sistemas productivos tradicionales y la consiguiente transfiguración de los ecosistemas litorales. La antigua zonación del mosaico tradicional y su compacidad se diluyeron progresivamente

para dar paso a un paisaje a menudo caótico, con yuxtaposición de elementos discordantes de graves repercusiones paisajísticas y ambientales.

Para poder comparar con extrema exactitud las variaciones en las superficies de los distintos usos y cubiertas del suelo, las fotografías aéreas de las décadas de 1950 y 1970 han sido corregidas geoméricamente para eliminar la distorsión inherente que provocan la esfericidad y la orografía de la superficie terrestre, la utilización de lentes biconvexas, la orientación de la cámara, o los periféricos de entrada (escáner) en el proceso de transformación de la imagen de formato analógico a digital (600 ppp, *tif). La corrección geométrica y la asignación de proyección cartográfica más la georreferenciación se ha elaborado desde el módulo *Orthobase* del software *ERDAS Imagine 8.4*. El resultado es un mosaico de imágenes planimétricamente correctas, georreferenciadas, aptas para ser comparadas con las ortoimágenes digitales actuales (Martí, 2002).

En la cartografía de los usos y las cubiertas del suelo se ha adoptado la tipología establecida por el grupo de investigación Laboratorio de Análisis y Gestión del Paisaje (LAGP-UdG) en trabajos anteriores. Dicha tipología parte del establecimiento de unas categorías organizadas jerárquicamente siguiendo criterios de clasificación de tipo fisionómico. La leyenda de los mapas se organiza en niveles que se subdividen según las necesidades del análisis y la disponibilidad de información adecuada para conseguir el grado de precisión en la determinación de los distintos usos y cubiertas del suelo. El primer nivel diferencia los grandes tipos de cubiertas del suelo y agrega tres grandes categorías que se ordenan en un grado creciente de modificación o transformación del paisaje: I. Espacio con vegetación espontánea; II. Espacio agrícola; III. Espacio artificializado; IV. Morfología litoral. El segundo nivel corresponde a los grandes tipos fisionómicos que se pueden distinguir en las categorías anteriores. En el espacio con vegetación espontánea se diferencian los grandes tipos de vegetación desde el punto de vista de su fisionomía: bosques, matorrales y prados. En el espacio agrícola se separan los cultivos arbóreos, de los arbustivos y herbáceos. En el espacio artificializado se diferencia urbanización densa y urbanización laxa, para, posteriormente, distinguir núcleos urbanos, urbanizaciones, edificaciones aisladas, polígonos industriales, grandes equipamientos y servicios, etc. En el caso de la vegetación espontánea, aún se profundiza hasta un tercer nivel; y en los bosques, por ejemplo, se diferencian alcornocales, encinares, distintos tipos de pinares, bosques de ribera, etc.

Homogeneizados los soportes gráficos de base y definidas las categorías de usos y cubiertas del suelo se inician las tareas de gabinete: la fotointerpretación de las imágenes y la posterior digitalización de polígonos en ESRI ArcGIS –Arcview 8.3 (Peña, 2004). Las distintas texturas de la vegetación, una buena práctica en el reconocimiento de especies forestales, el trabajo minucioso y el detalle que facilitan las herramientas de visualización, permiten una alta fiabilidad de los resultados. En el caso que algún uso o cubierta del suelo de las imágenes de 1957 y 1980 sea de confusa distinción, se recurre a consultar el catastro, a revisar panorámicas antiguas de la zona o a entrevistar directamente a propietarios o vecinos conocedores del entorno. Dado el detalle y actualidad de las ortoimágenes (E=1:5000, 2001) la mapificación del último periodo dispone de una gran precisión y concreción, pues la asignación de categorías y límites ha sido corroborada sobre el terreno (2002-2003). El trabajo de campo se ha realizado siguiendo unos itinerarios-transecto establecidos para recorrer todos los polígonos identificados. Mediante los

recorridos en un área piloto de tres municipios del centro de la Costa Brava (Palamós, Calonge, Castell-Platja d'Aro): *a*) se han elaborado inventarios florísticos de cada una de las parcelas forestales para caracterizar las formaciones forestales y los procesos de sucesión-degradación vegetal; *b*) se han inventariado las especies de los distintos ecosistemas típicos de los ambientes litorales, tanto para explorar la diversidad florística de las comunidades como para analizar el estado ecológico y las presiones ambientales que soportan (Martí y Pintó, 2003).

Análisis de la estructura del paisaje

La ecología del paisaje está principalmente fundamentada en la noción de que los patrones medioambientales influyen fuertemente los procesos ecológicos (Forman y Godron, 1986; Turner, 1989). Los hábitats donde los organismos viven se estructuran espacialmente a varias escalas, y estos patrones actúan recíprocamente con la percepción del organismo y su comportamiento para manejar los procesos de dinámica de poblaciones y estructura de la comunidad (Johnson *et al.*, 1992). Una ruptura en los patrones del paisaje puede comprometer la integridad funcional de esta estructura y por consiguiente interferir con los procesos ecológicos críticos necesarios para la persistencia de la población y el mantenimiento de biodiversidad y la salud del ecosistema (With, 1997). Por ello, en el presente trabajo se ha enfatizado el desarrollo de métodos para cuantificar los patrones del paisaje, considerados un requisito previo al estudio de relaciones del patrón-proceso (Baker y Cai, 1992; McGarigal y Marks, 1995; O'Neill *et al.*, 1988; Turner, 1990; Turner y Gardner, 1991). Esto ha producido el desarrollo de literalmente centenares de índices de patrones del paisaje.

En general, el uso de índices del paisaje está infrautilizado por la falta de una comprensión teórica apropiada del comportamiento de las medidas en respuesta a la variación de los patrones del paisaje (Gustafson y Parker, 1992; Hargis *et al.*, 1998) y por la complicación de su interpretación, pues dichas medidas carecen de una delimitación espacial y temporal, las cuales, sin un correcto tratamiento pueden llevar a conclusiones erróneas (Jaeger, 2000). Los índices del paisaje cuantifican el patrón paisajístico como una instantánea. A menudo, es difícil, sino imposible, determinar la importancia ecológica del valor calculado sin entender el rango de variación natural en el patrón del paisaje (Bonet, 2004). Consecuentemente, en el presente trabajo se han analizado tres periodos temporales para detectar las dinámicas de cambio basándonos, entre otras, en cuatro medidas que Riitters (1995) considera básicas para caracterizar los paisajes: la proporción media de perímetro/área, el área media de tesela, la dimensión fractal, y el número de clases. Los índices calculados se han representado, como es usual, mediante mapas digitales y tablas. Los programas SIG utilizados, *ArcInfo*, *ArcView* e *Idrisi* han facilitado el cálculo de histogramas por clases, número de clases, tamaño medio de tesela y la proporción promedio perímetro/área. Medidas más complejas han requerido programas complementarios especializados: *FRAGSTATS* (McGarigal y Marks, 1995), *FRAGSTATS*ARC* y *v-LATE* (Lang y Tiede, 2003).

FRAGSTATS calcula índices de área, número de teselas, margen, forma, área núcleo, vecino más cercano, diversidad y contagio al nivel de tesela, clase y paisaje, usando entradas tanto vectoriales como ráster, desde *ArcInfo* e *Idrisi* respectivamente. *v-LATE* (*vector-based*

Landscape Analysis Tools Extension) proporciona a un conjunto similar de índices relacionados con la estructura paisajística partir de archivos vectoriales. Éstos están organizados según los aspectos principales de análisis del modelo estructural y por consiguiente emplean índices de siete categorías diferentes (área, forma, núcleo interior, borde, proximidad, diversidad y análisis de la subdivisión). Estos grupos de medidas describen la configuración y composición del patrón del paisaje en general y se considera que cubren aspectos principales de valoración del paisaje estructural aportando significación ecológica crucial. *v-LATE* funciona como un *plug-in*, es decir, una extensión para el entorno *ArcGIS 8.X*.

Tendencias de cambio futuro: Cadenas de Markov

La finalidad del presente estudio radica en la estimación de las transformaciones futuras por medio de la distribución inicial y la tendencia de cambio. La utilización de las matrices de transición de Markov proporciona una aproximación a la modelización de las dinámicas de cambio de un paisaje y los efectos de las perturbaciones en paisajes heterogéneos (Peña, 2001). El análisis de Markov se fundamenta en que las condiciones futuras dependen del estado inicial y de las probabilidades de cambio de dicho estado. Los modelos de cadenas de Markov se aplican a sistemas homogéneos sólo cuando el sistema a ser modelizado tiene tanto unas consistentes probabilidades de transición en el tiempo como unos estados o clases adecuados (Li, 1995).

A partir de las cadenas de Markov se puede estimar la tendencia de cambio de un sistema a partir de los estados iniciales. Por lo tanto, si se conoce el modo en el cual cambian de un uso del suelo a otro en el tiempo en la zona de estudio, se puede llegar a conocer cómo podría estar estructurado el paisaje en un futuro cercano. El principio que siguen estas cadenas es que a partir de un presente conocido, el futuro es dependiente del pasado. El objetivo es identificar los procesos clave en el cambio de usos del suelo, el cálculo de las probabilidades y el lapso de tiempo para las transiciones entre diferentes estados. Todo para conocer si el cambio es predecible mediante este método o, por el contrario, si la transformación tiene un comportamiento aleatorio e impredecible, o dominado por variables externas no medibles. Los modelos matriciales de Markov son adecuados para simular gran variedad de sistemas dinámicos, como las comunidades vegetales o paisajes (Acevedo et al., 1995, Childress et al., 1998). Pese a ser un modelo teórico refleja bien la evolución de los distintos estados en el tiempo en unas condiciones inalterables.

RESULTADOS

Síntesis de los resultados de la adquisición de datos

Para determinar la transformación del paisaje y la evolución de sus elementos constitutivos se parte de los cambios que podemos percibir en comparar la actualidad con periodos pasados. Los mapas de los usos y las cubiertas del suelo, unidades elementales de análisis, son un útil básico para la representación cartográfica y para la cuantificación y análisis espacial de las estructuras paisajísticas.

Utilizar una clasificación jerárquica de las distintas categorías identificadas permite agrupar o desglosar la leyenda según cuáles sean las necesidades del análisis del paisaje. Consecuentemente, el tercer nivel de concreción de la leyenda sólo es utilizado en la cartografía de los usos y las cubiertas del suelo del año 2003 pues la fotointerpretación de las ortoimágenes, junto con el trabajo de campo, permiten definir a la perfección los diferentes usos y cubiertas. En un análisis de tipos más general la leyenda se reorganiza hasta el segundo o primer nivel, bien para obtener una visión sintética, bien para comparar la información procedente de las fotografías aéreas del año 1957, las cuales, dada la escala de origen y la resolución de los contactos fotográficos, no permiten obtener un detalle más elevado. La unificación metodológica de la tipología de usos y cubiertas debería ser muy útil para, *a posteriori*, comparar los resultados obtenidos en otras áreas o en campañas futuras.

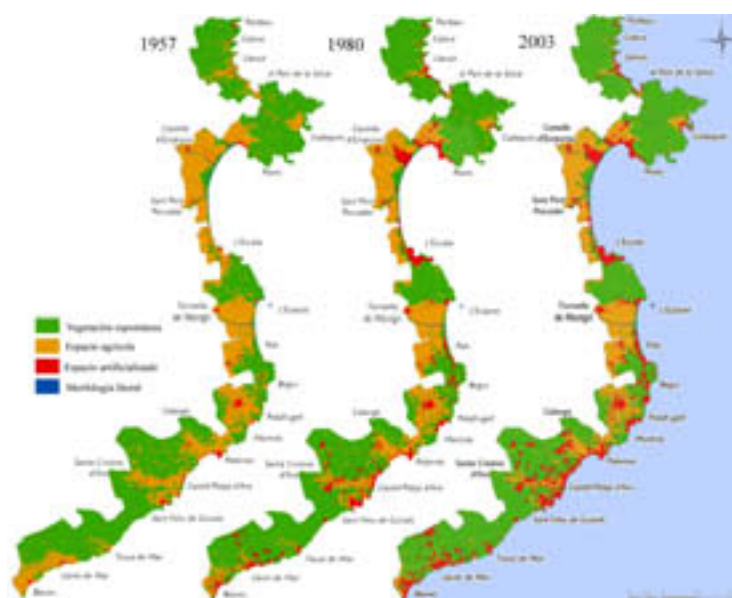


Figura 1. Cronosecuencia (1957-1980-2003) de la transformación de los municipios costeros de la Costa Brava a partir de la clasificación jerárquica de primer nivel.

Los cambios en el paisaje acaecidos en los últimos 50 años han afectado en gran medida la proporción de los usos y cubiertas del suelo. Un índice básico de la composición del paisaje, y a su vez fácil de conseguir, es la abundancia de cada uno de los elementos del paisaje. Conocer su extensión absoluta (área) y relativa (%) permite determinar qué tipología paisajística domina en el patrón y qué implicaciones ecológicas adquiere cada clase. Para mostrar cuantitativamente dichos cambios se ha elaborado el siguiente cuadro que contiene los resultados de superficie ocupada por cada uso del suelo para todos los años estudiados.

Cuadro 1. Evolución de la superficie de los principales usos y cubiertas del suelo de la Costa Brava.

	1957		1980		2003	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Vegetación espontánea	40821	61.7	42518	64.2	41905	63.3
Espacio agrícola	23116	34.9	17348	26.2	14439	21.8
Espacio construido	1127	1.7	5288	8.0	8810	13.3
Morfología litoral y/o fluvial	1135	1.7	1044	1.6	1045	1.6

Síntesis de los índices utilizados

La cartografía de usos y cubiertas del suelo es la base para el análisis espacial, el requerimiento indispensable para la posterior traducción en variables métricas. Unas variables métricas que, al dotar de sentido ecológico las medidas del mapa, se convierten en indicadores. A partir de ahí, los indicadores se utilizan tanto para caracterizar las condiciones del paisaje, la composición, el patrón o la forma de cada uno de los elementos constituyentes, como para detectar el patrón de los cambios de los usos y las cubiertas del suelo a lo largo de los últimos 23 y 46 años. Paralelamente, el cálculo de índices de ecología del paisaje suministra información cuantitativa para la comprensión de la estructura funcional de cada una de las piezas que integran el paisaje: fragmentación, conectividad, heterogeneidad, procesos de sucesión, etc.

En la Figura 2 se han seleccionado los índices que, calculados para las 4 clases principales, presentan los resultados que mejor caracterizan el patrón paisajístico. El primer índice muestra la evolución del número de teselas (*patches*), el cual, junto al tamaño medio de tesela, es un claro indicador de la progresiva fragmentación y empequeñecimiento de cada uno de los grandes usos. Se observa un incremento gradual de la presencia de parches en todas las clases aunque el espacio artificializado, desde 1980, tiende a estabilizarse debido: a que el aumento de la dimensión de su superficie provoca el contacto y posterior unión de teselas antes aisladas, o bien a que no se asientan nuevos núcleos urbanizados sino que su expansión viene determinada por la ampliación de los espacios artificializados ya existentes. La sencillez del cálculo e interpretación del número de polígonos se complementa con el índice geométrico de longitud de borde o perímetro de cada clase. El aumento progresivo, por ejemplo, del perímetro de la vegetación espontánea se explica por el aumento del número de manchas de tamaños inferiores o por la sinuosidad de su contorno. Para resolver tal conjetura debemos remitirnos al cálculo del índice de forma y de dimensión fractal. El primero nos proporciona la compacidad o linealidad de los polígonos de cada clase, mientras el índice fractal evidencia la irregularidad o rectilinealidad de los perímetros. Así, la tendencia *in crescendo* del contorno de la citada vegetación espontánea, junto a la del espacio artificializado, son casos sintomáticos de procesos de cambio distintos con repercusiones en la estructura del paisaje diferentes.

El aumento del número de teselas en un área constante a lo largo del tiempo conlleva, *a priori*, una lógica disminución del tamaño medio de las teselas. Aun así, este desarrollo sólo es adop-

tado por las categorías de vegetación espontánea y espacio agrícola, pues la extensión del espacio artificializado tiende a incrementarse por la expansión y fusión de fragmentos antes inconexos.

Cabe destacar que los resultados del índice del grado de división, una nueva medida de fragmentación (*Jaeger, 2000*) basada en la probabilidad de que dos especies en diferentes áreas de una misma categoría puedan encontrarse dentro de un territorio, son sólo significativos para explicar la fragmentación de hábitats naturales, no siendo adecuada su aplicación en zonas artificializadas (urbanas, agrícolas intensivas, vías de comunicación). En el área de estudio, la interpretación de dicho índice, expresado en porcentajes, muestra una clara tendencia a la fragmentación de los espacios naturales, constatación que se ha reflejado en la totalidad de los índices estudiados.

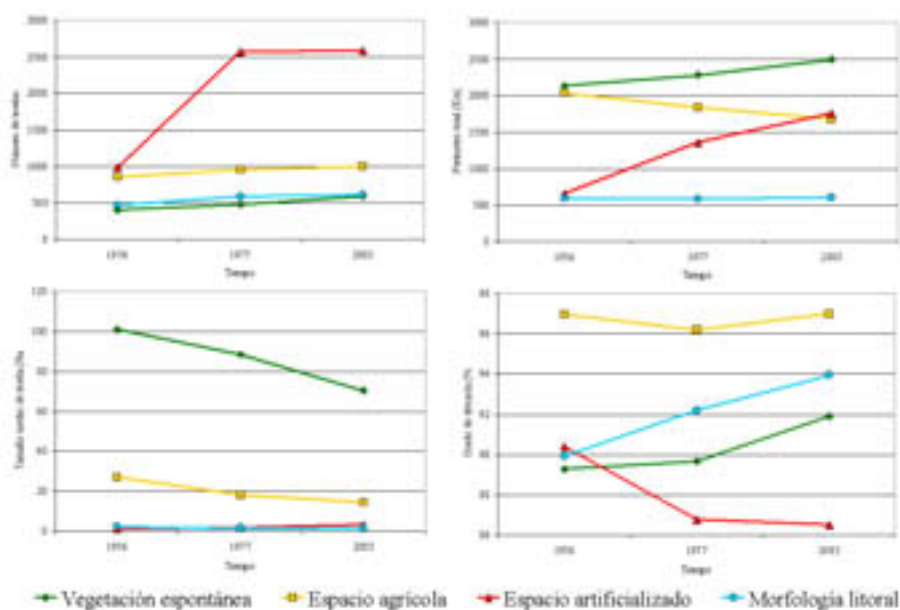


Figura 2. Evolución de los índices más representativos de la estructura del paisaje de la Costa Brava.

Síntesis de los resultados de las matrices de Markov

Las tendencias de cambio de los usos y cubiertas del suelo se han calculado partir de las tablas cruzadas de los datos de superficie de cada clase, convertidas a probabilidades de cambio en las matrices de transición. Para facilitar su lectura y esquematizar los tránsitos entre categorías, se han elaborado diagramas de flujos (Figura 3) entre los diversos periodos temporales. Dada la diversidad de usos y cubiertas del suelo de los 22 municipios litorales, los diagramas sólo han podido utilizarse a partir de la clasificación jerárquica simplificada, pues la integración de todas las categorías detalladas y la complejidad de las múltiples relaciones entre usos ha revertido en la incapacidad de obtener resultados fácilmente legibles. Asimismo, sí han resultado útiles los diagramas de flujos elaborados a escala municipal.

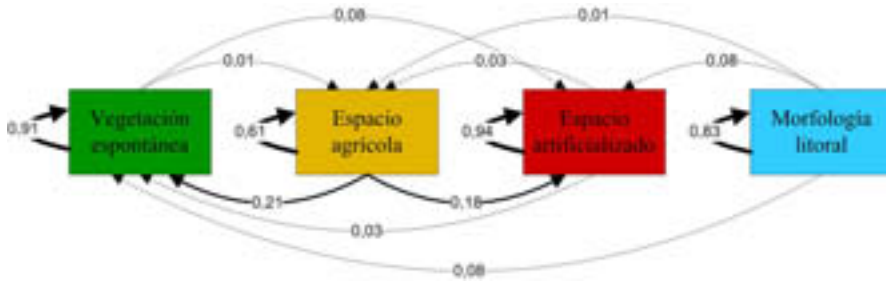


Figura 3. Diagrama de flujos resumen de la matriz de transición (1957-2003) de los cambios en los usos y las cubiertas del suelo de la Costa Brava.

Dado que el análisis de Markov radica en la estimación de las distribuciones futuras por medio de la proporción inicial (vector de estado inicial) y la tendencia de cambio (matriz de transición), conseguidas ambas, se modelizan las transformaciones futuras mediante cálculos matriciales. Los resultados (vector de estado en el periodo n) muestran las superficies de cada clase en distintos periodos de simulación (Figura 4).

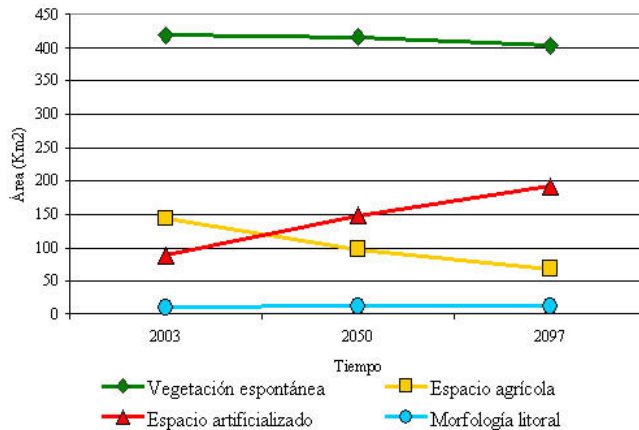


Figura 4. Proyección futura de la superficie de los grandes usos y cubiertas del suelo de la Costa Brava, a partir de la tendencia detectada en la matriz de transición (1956-2003).

Cabe destacar que las tendencias de cambio presentadas aquí a través de las matrices de Markov son meras aproximaciones teóricas que a menudo no se ajustan a la realidad, pues las situaciones iniciales son distintas en cada periodo y los factores condicionantes del cambio, variables a lo largo del tiempo, no sólo en número sino en su incidencia sobre el territorio. Consecuentemente, las proyecciones resultantes serán menos probables cuanto mayor sea la distancia temporal a estimar. Asimismo, debe admitirse la discreta precisión que supone realizar la simulación de los distintos tipos de usos del suelo, ya que su dinámica está mediada por la acción humana y ésta, a su vez, condicionada por causas o intereses socioeconómicos, fluctuantes y a menudo arbitrarios. En este sentido *Veldkamp y Fresco (1996)* plantean la necesidad de utilizar modelos de cambios de usos

que se ajusten más a la realidad, modelos capaces de integrar diferentes escalas espaciales y sus procesos específicos, con el fin de que sea posible simular las transformaciones ecopaisajísticas de un territorio, como respuesta a cambios en sus procesos biofísicos y económicos

Las cadenas de Markov estiman qué cantidad de territorio de cada categoría es susceptible de cambio en el futuro, pero no indican dónde van a producirse dichas transformaciones, pues aunque el contenido de la matriz de transición se basa en datos espaciales, los resultados que obtienen carecen de componente espacial. Para cartografiar la tendencia de cambio detectada se combinan los valores resultantes con la predicción de los autómatas celulares, los cuales añaden el componente de contigüidad espacial a las transiciones de cambio del análisis de Markov.

Las metodologías empleadas en el presente proyecto se han mostrado idóneas para detectar la evolución del paisaje a través de los cambios en los usos y cubiertas del suelo, la caracterización de la estructura espacial en cada periodo (1957-1980-2003) y las posibilidades de transformación futura del territorio. Dichos procesos metodológicos deberían integrarse en los estudios sobre los paisajes actuales, pues resultan básicos para conocer y controlar el desarrollo de los fenómenos espaciales, así como para optimizar la gestión futura de los recursos naturales y corregir y mejorar la ordenación del espacio ya artificializado.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha efectuado en el marco del proyecto “Cartografía y modelización de la evolución del paisaje litoral de Cataluña en el periodo 1800-2000” (BSO2002-04250-CO2-02), financiado por el MCYT.

REFERENCIAS:

- Acevedo M.F., Urban D.L. y Ablan M. (1995): Transition and gap models of forest dynamics. *Ecol. Appl.* 5. [4]. 1040-1055.
- Baker W.L. y Cai Y. (1992): The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system, *Landscape Ecology* 7, 291-302.
- Bonet A., J. Bellot y J. Peña. (2004): Landscape dynamics in a semiarid mediterranean catchment (SE Spain). In: Mazzoleni, S., G. Di Pasquale, P.de Martino and F. Rego (Eds). *Recent dynamics of Mediterranean vegetation landscape*, pp 47-56. Wiley. U.K.
- Burel F. y Baudry, J. (2002): *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Mundi Prensa, Madrid. 209-284.
- Childress W.M., Crisafulli C.M. y Rykiel E.J. (1998): Comparison of Markovian matrix models of a primary successional plant community. *Ecol. Model.* 107. [1]. 93-102.
- Forman R.T.T. y Godron M. (1986): *Landscape Ecology*, Wiley, New York.3-32.
- Gustafson E.J. y Parker G.R. (1992): Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern, *Landscape Ecology* 7, 101-110.
- Hargis C.D., Bissonette J.A. y David J.L. (1998): The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation, *Landscape Ecology* 13, 167-186.

- Jaeger J.A.G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology* 15, 115–130.
- Johnson A.R., Milne B.T., Wiens J.A. y Crist T.O. (1992): Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes, *Landscape Ecology* 7, 63–75.
- Lang S. y Tiede D. (2003): *vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse*. ESRI Tagung Innsbruck. Disponible en: <http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm>
- Li B.L. (1995): Stability analysis of a nonhomogeneous Markovian landscape model. *Ecol. Model.* 82. [3]. 247-256.
- Martí Llambrich, C. (2002): “La utilización de SIG (Orthobase ERDAS Imagine 8.4, Arcview 3.2) para el análisis de la transformación del paisaje litoral del centro de la Costa Brava en los últimos 50 años”. *Actas del X Congreso de Métodos Cuantitativos, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección*, Ponencia 1ª, 17-20 de septiembre, 2002, Valladolid.
- Martí, C. y Pintó, J. (2003): “Metodologia d’anàlisi de la transformació del paisatge de la Costa Brava en els darrers 50 anys per mitjà dels canvis en els usos i les cobertes del sòl”. *Actes del IV Congrés de Ciència del Paisatge*. EQUIP - Universitat de Barcelona.
- McGarigal K. y Marks B.J. (1995): *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. General Technical Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland. 67 p.
- O’Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. y Graham R.L. (1988): Indices of landscape pattern, *Landscape Ecology* 1, 153–162.
- Peña J. (2001): *Análisis de los cambios de usos del suelo (1946-1999) en una cuenca semiárida (Agost, Alicante)*. Efectos sobre la estructura del paisaje y los balances hídricos. Tesis de licenciatura. Universidad de Alicante. 230 p.
- Peña J. (2004): *Iniciación a los Sistemas de Información Geográfica (S.I.G.)*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante. En impresión. 268 p.
- Riitters K. H., O’Neill R. V., Hunsaker C. T., Wickham J. D., Yankee D. H., Timmins S. P., Jones K. B. and Jackson B. L. (1995): A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10(1): 23-39.
- Turner M.G. (1989): Landscape ecology: the effect of pattern on process, *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171–197.
- Turner M.G. (1990): Spatial and temporal analysis of landscape patterns, *Landscape Ecology* 4, 21–30.
- Turner M.G. y Gardner R.H., (eds) (1991): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer-Verlag, New York. 173-198.
- Veldkamp A. y Fresco L.O. (1996): CLUE-CR: An integrated multi-scale model to simulate land use change scenarios in Costa Rica. *Ecol.Model.* 91. [1-3]. 231-248.
- With K.A., Gardner R.H. y Turner M.G. (1997): *Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments*. *Oikos*. 78. [1]. 151-169.

Nuevas técnicas para el estudio de los cambios en la ocupación del territorio: Aplicación en la ZEPA Encinares de los ríos Alberche y Cofio (Comunidad de Madrid)

R. Romero Calcerrada¹ y J. Martínez Vega²

(1) Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, C/ Colegios 2, 28801 Alcalá de Henares, Madrid.

(2) Instituto de Economía y Geografía (CSIC), C/ Pinar, 25, 28006 Madrid.

RESUMEN

La Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) denominada Encinares de los ríos Alberche y Cofio ocupa una superficie de 82.967 ha y afecta a 19 municipios del suroeste de la Comunidad de Madrid. La población local ha sabido compatibilizar el desarrollo económico con la conservación. Este factor explica su alta biodiversidad, el buen estado de conservación de sus bosques y dehesas que contienen gran riqueza faunística. Sin embargo, determinados cambios de ocupación (incremento de la interfaz urbano-forestal, p. e.) generan graves impactos y nuevas amenazas ambientales.

El empleo combinado de la Ecología del Paisaje, la Teledetección y de los Sistemas de Información Geográfica permitirá cuantificar la magnitud y tendencia de la transformación en el paisaje. La Ecología del Paisaje ha desarrollado numerosos índices (de áreas, de borde, de forma, de vecindad, de diversidad) para el análisis de las manchas (patch), que representan la estructura y composición espacial del paisaje. En este trabajo se han empleado imágenes Landsat-TM como fuente de información para construir una serie temporal de mapas de ocupación del suelo. Por último, se han utilizado índices de paisaje y SIG para analizar cuantitativamente los patrones de cambio espacio-temporales del paisaje.

La aplicación de este tipo de técnicas resulta de interés para la gestión y desarrollo sostenible de áreas rurales. Más concretamente permiten comprender y comparar las diversas configuraciones espaciales, facilitando el análisis e interpretación de problemas relacionados con su degradación. Estas técnicas cuantitativas de análisis territorial permiten mejorar el estudio de las interacciones entre los sistemas humanos y naturales a escala del

paisaje como, p. e., la homogeneización del paisaje fruto del abandono de actividades tradicionales con la propagación de incendios forestales.

Palabras Clave: *Métodos Cuantitativos, SIG, Teledetección, cambios de uso del suelo, Zonas de Especial Protección para las Aves, Comunidad de Madrid.*

ABSTRACT

Socio-economic dynamics and political trends have lead to changes in the structure and dynamics of many throughout the Mediterranean. Land cover has changed dramatically over the last 30 years throughout the Mediterranean. This paper explores landscape dynamics in the SPA 'Encinares del rio Alberche y Cofio' Central Spain between 1984 and 1999 in an area of approximately 83,000 ha. Categorical land cover maps, derived from 1984 and 1999 remotely sensed Landsat images, are analyzed using a suite of landscape pattern metrics. As with other landscapes there were significant composition changes in the landscape over the study period configurationally changes are less evident. The analysis suggests that socioeconomic changes have occurred in the study area, and that the landscape change is relationship with socioeconomics and wildfire change. Sustainable management of rural landscapes to protect biodiversity requires the type of study described here. A necessary prerequisite of such management activities or planning is an assessment of changes in landscape pattern and process, the social and economic pressures driving them, and their possible effects on ecosystem structure and function.

Key Words: *Quantitative Methods. GIS, Remote Sensing, paper, Land cover change, Bird Special Protected Area. Madrid Region (Central Spain).*

INTRODUCCIÓN

El paisaje es influido por procesos ecológicos y antrópicos, manifestando cambios en su estructura y composición. El estudio de la estructura/composición del paisaje a través de la estadística espacial, entre otras cosas, ayuda a caracterizar el territorio, comprender y comparar las diversas configuraciones espaciales (Hong *et al.*, 2000; Riitters *et al.*, 1995; O'Neil *et al.*, 1988) y la relación espacio-temporal entre los distintos elementos que componen el paisaje (Viedma y Melia, 1999). La ecología del paisaje ha desarrollado numerosos índices para medir las texturas y formas espaciales, así como la estructura espacial del paisaje (MacGarigal *et al.*, 2002; McGarigal y Marks, 1995): densidad de manchas, tamaño, índice de compacidad, dimensión fractal, dispersión, diversidad, etc. La evaluación y análisis métrico del paisaje, a través de SIG permite caracterizar las estructuras y cambios en la ocupación y uso agroforestal del territorio y la búsqueda de las implicaciones ambientales de su actividad (Maldenoff, y Baker, 2000; Mander y Jongman, 1998; Maureen Hulshoff, 1995).

El objetivo general planteado al inicio del trabajo era determinar los cambios experimentados en el paisaje y la ocupación del territorio entre los años 80 y la actualidad en la ZEPA nº 56 Encinares del río Alberche y Cofio, las transformaciones socioeconómicas ocurridas en la zona, y la repercusión de ambos factores sobre la incidencia de incendios forestales. Para abordar este objetivo se han acometido las tareas que a continuación se detallan. Se describen tanto los aspectos referentes a la metodología utilizada como los resultados alcanzados en cada etapa.

ELABORACIÓN DE CARTOGRAFÍA DE OCUPACIÓN DEL TERRITORIO (1984 Y 1999)

Esta cartografía se ha obtenido a partir del uso de la teledetección espacial, por su utilidad en el seguimiento de procesos dinámicos y debido a la necesidad de obtener productos cartográficos comparables entre las dos fechas de referencia.

La primera etapa fue el diseño de la siguiente *leyenda*: Pinar denso, Bosque mixto, Pinar con pastos, Encinar denso, Encinar arbustivo con otros matorrales, Encinar abierto con pastos, Frondosas caducifolias, Matorral (jaral, cantuesar, tomillar, etc.) con encinas y/o pastos, Pastos, Áreas Cultivadas, Invernaderos, Urbano, Canteras / graveras, Incendios y Laminas de Agua. La leyenda se ha diseñado en función de los objetivos del trabajo y recoge las principales cubiertas vegetales, tratando de captar la complejidad de las formaciones vegetales y cubiertas/ usos que tienen un especial interés en el área de estudio.

Como base para la elaboración de la cartografía de ocupación se han empleado imágenes procedentes del satélite Landsat TM. Las imágenes utilizadas corresponden a adquisiciones del satélite con fechas 17 de julio de 1984 y 11 de julio de 1999. Para poder abordar el análisis multitemporal ha sido necesario realizar, por un lado, el ajuste geométrico, y, por otro, la homogeneización radiométrica de las imágenes siguiendo el método Chávez, denominado corrección del histograma por sus valores mínimos (*Histogram Minimum Method*, HMM. Campbell, 1987).

Las imágenes Landsat se han clasificado siguiendo procedimientos tanto supervisados como no supervisados. Los métodos no supervisados empleados han sido el *ISODATA* y *K-means*. En función de los resultados obtenidos y la experiencia adquirida en el trabajo de campo se decidió aplicar finalmente el método supervisado. Así se han establecido campos de entrenamiento para cada una de las cubiertas (en ocasiones, desglosadas en varias clases para mejorar la clasificación y posteriormente reagrupadas) y distribuidas en todo el territorio. Finalmente, en la clasificación supervisada se ha empleado un método que combina *Paralelepípedos* y *Máxima Probabilidad*.

Para mejorar la clasificación se procedió a la digitalización sobre las imágenes de aquellas cubiertas que presentaban mayores dificultades para su discriminación espectral (invernaderos, áreas urbanas, etc). La aplicación y combinación de estos sistemas permitió obtener una alta fiabilidad y precisión en la clasificación de esas clases. De tal forma que este método mixto de clasificación (supervisado más digitalización en pantalla) ha proporcionado los mejores resultados.

Para validar la calidad de las clasificaciones se ha efectuado un exhaustivo *proceso de verificación* empleando fotografía aérea (vuelo nacional de 1985, a escala 1:30.000), ortofotos di-

giales (vuelo sobre la Comunidad de Madrid de 1999, a escala 1:5.000), cartografía existente y trabajo de campo. Con este material se ha realizado un muestreo aleatorio estratificado por categorías (1% del área de estudio) para verificar las clasificaciones. El resultado muestra que la clasificación con mejor fiabilidad global ha sido la clasificación supervisada apoyada con la digitalización en pantalla, con un 0,77 para el año 1984 y 0,84 para el año 1999.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LOS CAMBIOS OCURRIDOS EN EL PAISAJE

En esta etapa se ha realizado una selección de índices a nivel de clase de ocupación y a nivel de paisaje, calculados con *Patch Analyst* (grid) de Arc View. En MacGarigal et al. (1995 y 2002), se pueden encontrar más detalles sobre los índices empleados. Con la selección de índices se pretende conocer si los cambios en la diversidad, homogeneización o fragmentación del paisaje en las dos fechas de estudio están inducidos por los cambios socioeconómicos y si todo ello está relacionado con los incendios forestales.

La comparación de los mapas de ocupación del suelo permite conocer los cambios de composición del paisaje y el dinamismo de la superficie de las categorías de ocupación. En los mapas de ocupación se observa que existe un significativo aumento de los matorrales y canteras/graveras, y una reducción de los pastos.

Los resultados de Fragstats permiten la cuantificación y descripción de las variaciones ocurridas en el paisaje de la ZEPA entre las dos fechas de referencia. La variación de los índices en dicho período (Cuadro 1), tomado como referencia el año 1984, permite determinar el dinamismo del territorio y remarcar las clases más dinámicas.

El *Patch Density* y el *Mean Patch Size* permiten conocer la fragmentación, heterogeneidad espacial, configuración y estructura del paisaje. El primero afecta a los procesos ecológicos (p. e. distribución de poblaciones y viabilidad de las mismas) y a la propagación de perturbaciones. Así una alta subdivisión en manchas podría ser favorable para reducir el riesgo de propagación de algunas perturbaciones (p. e. fuego). Por su parte, la reducción del tamaño medio de las manchas puede indicar una fragmentación del territorio. A nivel del paisaje (todas las clases), no existen diferencias significativas entre ambas fechas. Sin embargo, a nivel de clases de ocupación, resulta especialmente significativa en los pastos, matorrales y canteras/graveras. Así, los pastos se han fragmentado, al reducirse el tamaño medio de las manchas y aumentar su número. Por otro lado, los matorrales y las canteras/graveras se han compactado y aumentado su extensión, al disminuir el número de manchas y aumentar el tamaño medio de las mismas. *Edge Density* es una medida de la complejidad de las formas de las manchas y sirve para conocer la heterogeneidad espacial del mosaico paisajístico. En general se observa un aumento de la complejidad de los bordes de las manchas respecto a 1984, p.e canteras/ graveras, encinares con otras cubiertas, matorrales, etc. Por otro lado, los pastos y cultivos han reducido su complejidad y, por tanto, han reducido la superficie de contacto con otras ocupaciones.

La *AWMSI* y la *AWMPFD* son especialmente significativos para el análisis de las características de las formas de las manchas. En general los valores más bajos del *AWMSI* indi-

can una acción por parte del hombre que repercute en una simplificación de las formas de las manchas, mientras que valores altos denotarían paisajes más irregulares, y quizás más naturales o menos intervenidos por el hombre. El valor del *AWMPFD* varía entre 1, cuando se trata de formas con perímetros muy sencillos y se aproxima a 2 cuando poseen una complejidad extrema. Las ocupaciones con cambios significativos en estos valores son los pastos y los matorrales. Los pastos han visto reducido la complejidad de sus perímetros y forma, mientras que los matorrales han incrementado su irregularidad, complejidad y perímetro de las manchas. El *Mean Proximity Index* busca manchas del mismo tipo próximas, de tal forma que valores altos indican alto número de manchas de la misma clase próximas. Aquí nuevamente son matorrales y pastos los que han sufrido cambios más significativos. Los pastos han aumentado su aislamiento y fragmentación. Por su parte, los matorrales han sufrido un proceso contrario. El *Interspersion Juxtaposition Index* permite conocer la configuración espacial de las manchas. Los valores bajos son sintomáticos de paisajes en los cuales las

Cuadro 1. Variación (Base 100, año 1984) de los Índices.

Nombre de la Categoría	PD	MPS	ED	AWMSI	AWMPFD	MPI	IJI	LPI
Frondosas caducifolias	101,64	98,45	134,07	106,17	100,00	77,58	130,15	181,97
Pinar denso	111,18	89,91	83,24	89,44	99,17	87,12	85,20	93,62
Bosque Mixto	73,56	135,89	122,06	121,99	101,64	253,97	90,01	190,54
Pinar con pastos	121,43	82,31	125,01	76,03	100,00	42,71	90,05	38,78
Encinar denso	74,40	134,35	146,91	131,82	101,68	192,13	104,42	204,76
Encinar arbustivo con otros matorrales	88,03	113,59	143,17	115,37	100,82	132,74	74,54	129,11
Encinar abierto con pastos	131,79	75,86	83,17	116,16	100,83	75,26	94,41	154,41
Matorral con encinas y/o pastos	45,46	219,98	131,27	232,98	104,00	773,83	110,44	614,79
Pastos	222,76	44,92	59,33	21,92	92,42	3,79	73,77	7,91
Áreas Cultivadas	105,81	94,49	70,04	86,84	99,22	95,95	128,65	83,17
Invernaderos	118,08	84,69	81,82	90,29	99,09		140,31	87,50
Urbano	95,32	104,89	111,70	98,71	99,11	102,66	112,74	100,00
Canteras/graveras	36,59	273,68	340,00	133,08	102,83	6811,76	85,51	200,00
Laminas de Agua	135,88	73,60	101,61	94,71	99,23	93,05	89,32	83,33
Nivel Paisaje	101,70	98,34	97,55	85,89	99,21	76,99	99,68	95,93

NOTA: 100 indica sin cambio respecto a 1984. Un valor superior a 100 indica un aumento y viceversa. En negrilla aparecen aquellos cambios que superan el 150 y en negrilla-cursiva los inferiores a 50. Abreviaturas: PD: Patch Density; ED Edge Density; MPS: Mean Patch Size; AWMSI: Area Weighted Mean Shape Index; AWMPFD: Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension; MPI: Mean Proximity Index; IJI: Interspersion Juxtaposition Index; LPI: Largest Patch Index.

manchas están distribuidas aleatoriamente, mientras que valores altos indican paisajes con manchas distribuidas con equi-adyacencia. Este valor no ha sufrido cambios significativos en el territorio. En relación con los incendios, estos dos últimos índices resultan de interés, pues ayudan a conocer si es posible la propagación de alguna perturbación por la presencia de cubiertas con similares características. El *Largest Patch Index* proporciona información sobre el tamaño más grande de la categoría analizada. Al igual que en los anteriores índices, los únicos que han sufrido variaciones significativas han sido los pastos, reduciendo su valor, y matorrales, aumentando el tamaño de la mancha más grande.

La evaluación conjunta de los índices mediante su representación gráfica¹, a través de “curvas” tipo (Figura 1), resulta muy eficaz para caracterizar cada una de las categorías de ocupación y cuantificar su dinámica a través del tiempo.

En la Figura 1 se observan varios ejemplos de dinámica de configuración del paisaje y de seis clases de ocupación. Las situadas a la derecha muestran aquéllas que mantienen una estabilidad en términos de configuración, aunque hayan mantenido, reducido o aumentado su superficie. Las curvas tipo situadas a la izquierda muestran ocupaciones con un importante dinamismo en el periodo, que ha repercutido también en importantes transformaciones en la estructura y composición de esas ocupaciones.

La aplicación de estas curvas tipo para una evaluación comparada de las transformaciones en las dos fechas examinadas permite comprobar si se pueden reconocer patrones comunes de la evolución de una determinada ocupación del suelo en distintos momentos y si existe o no un mantenimiento de la estructura interna del paisaje. Las “curvas tipo” proporcionan una referencia cuantitativa de formas espaciales para describir la dinámica de la estructura y configuración espacial de la ocupación del territorio o de cada una de las clases de ocupación que componen el paisaje.

En conclusión, el examen de los índices señala que ha habido una dinámica en la ocupación del territorio, especialmente en los matorrales, pastos y canteras. Estos cambios evidencian una mayor homogeneización de aquellas clases de ocupación más favorables a la ignición y propagación de incendios.

CAMBIOS SOCIOECONÓMICOS Y SU POSIBLE RELACIÓN CON EL RIESGO DE INCENDIOS FORESTALES

En este apartado se pretende alcanzar un doble objetivo: el análisis de las características de la población y el estudio del tipo de actividades económicas. En la recopilación de las variables estadísticas empleadas (Cuadro 2) se ha tratado que se ajusten a las dos fechas de referencia empleadas en el estudio: 1984 y 1999. Con la ayuda de estas variables se encuadrará socioeconómicamente la ZEPA conociendo su vitalidad y problemática.

¹ Todos los valores están expresados en una escala logarítmica para facilitar su comparación.

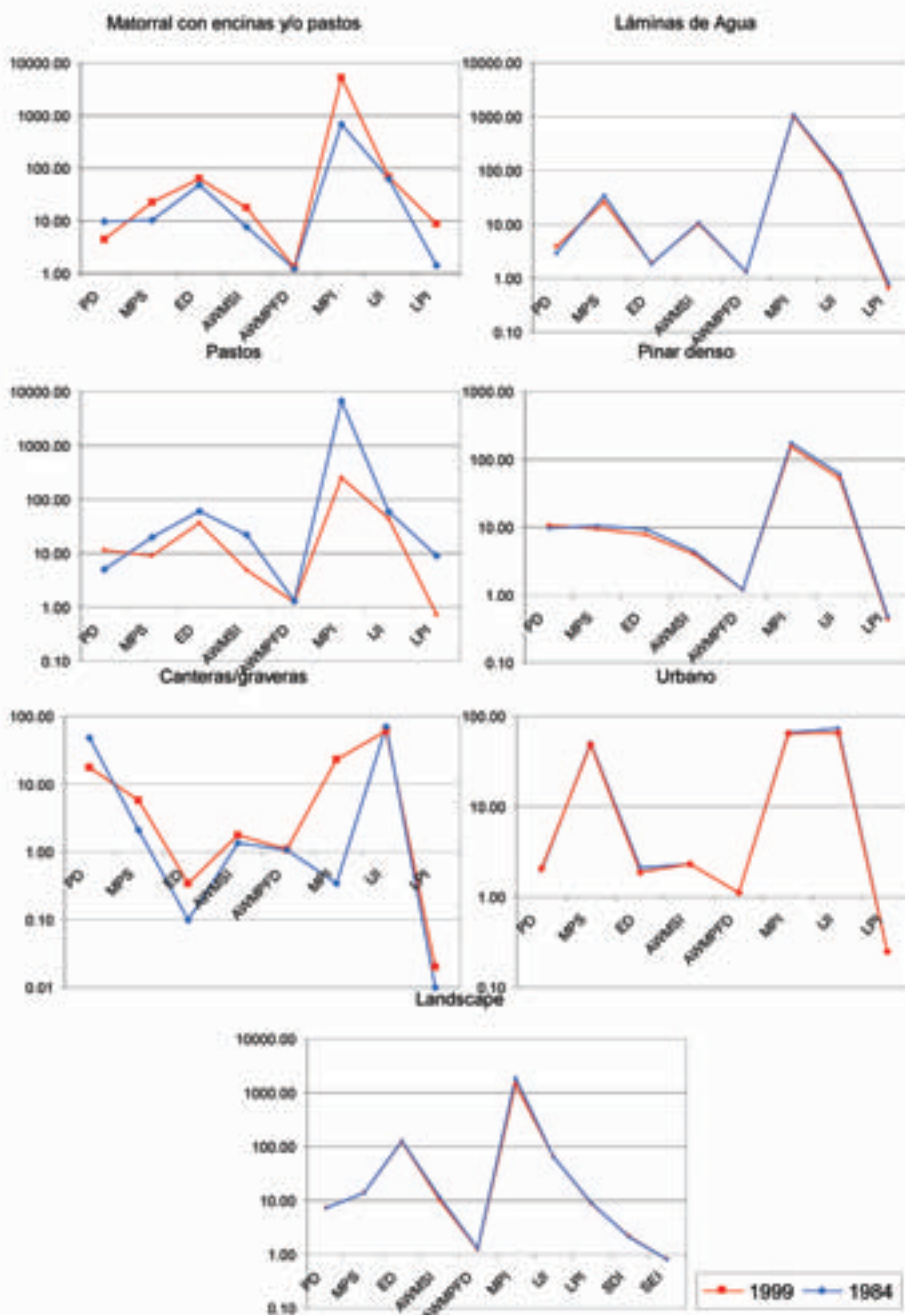


Figura 1. Ejemplos de Curvas Tipo de Ocupaciones Dinámicas y Estables

Abreviaturas: PD: Patch Density; MPS: Mean Patch Size; ED Edge Density; AWMSI: Area Weighted Mean Shape Index; AWMPFD: Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension; MPI: Mean Proximity Index; IJI: Interspersion Juxtaposition Index; LPI: Largest Patch Index; SDI: Shannon's Diversity Index; SEI: Shannon's Evenness Index.

Cuadro 2. Descripción de variables socioeconómicas

<i>Variable</i>	<i>Fechas</i>	<i>Fuente</i>
Población de Derecho	1985-1999	Revisión del Padrón municipal de habitantes. INE
Densidad de Población	1985-1999	Revisión del Padrón municipal de habitantes. INE
% Población Activa por Sectores	1986-1996	Padrón Municipal de Habitantes y Estadística de Población de la Comunidad de Madrid. 1996. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid.
Empresarios Agrarios	1982-1999	Censo Agrario
Ganado U.G.	1982-1999	Censo Agrario

La población, sus características y evolución determinan la fisonomía de la región y, por tanto, el paisaje. El análisis de la población de derecho, la densidad y su evolución desde 1985 es interesante en la caracterización de un territorio. La *población absoluta* (Cuadro 3) se ha incrementado favorecida por la llegada de efectivos del extrarradio de Madrid. Además la proximidad a Madrid y la existencia de un importante eje de comunicaciones garantizan la localización de nuevas actividades económicas y el crecimiento residencial. La *densidad de población* ilustra el bajo número de efectivos de población en el territorio de la ZEPA. Estas densidades tan bajas son propias de espacios más deprimidos poblacionalmente y con menor dinamismo económico. En cualquier caso, se observa en los últimos años una tendencia importante al aumento de la densidad de la población.

La población activa por sectores de actividad resulta de interés para conocer las ocupaciones principales en el territorio. La *población ocupada en el sector agrario* (Cuadro 3) apenas llega al 1% en la Comunidad de Madrid, mientras que en la ZEPA se sitúa próximo al 6%. Esta situación da idea de la importancia que todavía posee este sector, pese al progresivo y acentuado abandono del sector primario. La falta de viabilidad y rentabilidad de muchas explotaciones han generado un transvase de mano obra del campo a otros sectores económicos. Los problemas estructurales del sector han generado, por un lado, el abandono y marginalidad de muchas explotaciones y, por otro y a consecuencia de lo anterior, la mecanización, modernización y reestructuración de algunas explotaciones para lograr su viabilidad. En muchos casos, este abandono del uso agrícola del territorio ha supuesto una colonización de la vegetación natural y un aumento de la biomasa (Romero y Perry, 2002), con el consecuente aumento del riesgo de incendios.

Los cambios coyunturales en las áreas rurales y la reducción de la población agraria ocupada han favorecido el desarrollo de dos problemas: el envejecimiento del empresariado agrario y el fenómeno de la agricultura a tiempo parcial. Las cifras globales de los empresarios agrarios, por grupos de edad, demuestra que el 49% son mayores de 65 años mientras que tan sólo existen un 4% menor de 35 años, según el Censo Agrario de 1999. Sin duda, el envejecimiento del empresariado agrario evidencia la falta de rentabilidad de las explotaciones agrarias. Esta situación, probablemente y si no se ponen medios para evitarlo, se agudizará a corto y medio plazo desembocando en la falta de la mano de obra (en especial, en las explotaciones de cultivos leñosos), falta de inversiones, marginalidad de las explotaciones y finalmente en el abandono

Cuadro 3. Variables socioeconómicas

Variable	Año	Valor	Base 100. Año referencia 1984
Población de derecho	1985	23.788,00	148,91
	1999	35.422,00	
Densidad de Población (hab./km ²)	1985	25,26	168,76
	1999	42,63	
Porcentaje de Población Activa ocupada en Agricultura	1986	20,23	28,87
	1996	5,84	
Porcentaje de Población Activa ocupada en Industria	1986	16,63	92,06
	1996	15,31	
Porcentaje de Población Activa ocupada en Construcción	1986	18,72	115,22
	1996	21,57	
Porcentaje de Población Activa ocupada en Sector Servicios	1986	44,31	129,25
	1996	57,27	
Total Empresarios Agrarios	1982	5.508,00	64,87
	1999	3.573,00	
Empresarios Agrarios < 34 años	1982	5.508,00	64,87
	1999	3.573,00	
Empresarios Agrarios entre 35 y 54	1982	1.700,00	49,82
	1999	847,00	
Empresarios Agrarios entre 55 y 64 años	1982	1.607,00	51,28
	1999	824,00	
Empresarios Agrarios > 65 años	1982	2.013,00	87,58
	1999	1.763,00	
Total de UG	1982	8.841,00	125,11
	1999	11.061,00	
Bovino (en UG)	1982	5.116,00	141,09
	1999	7.218,00	
Ovino (en UG)	1982	1.408,00	89,91
	1999	1.266,00	
Caprino (en UG)	1982	779,00	161,75
	1999	1.260,00	

NOTA: 100 indica sin cambio respecto a 1984. Un valor superior a 100 indica un aumento y viceversa. En negrilla aparecen aquellos cambios que superan el 150 y en negrilla-cursiva los que son inferiores a 50.

de las mismas. Por otra parte, el envejecimiento de la población dedicada a trabajar en labores agrarias o forestales normalmente coincide con el mantenimiento de métodos de manejo tradicionales, es decir, el uso de quemas para eliminar broza y renovar pastos con el consiguiente riesgo de que estas quemas se desmanden y se extiendan a zonas forestales colindantes.

La regresión de la actividad primaria, común en toda la ZEPA, ha favorecido el incremento de la población en el *sector terciario y de la construcción*. En el conjunto de la ZEPA, la media de la población ocupada en el sector secundario se sitúa entorno al 34,7%, muy superior a la media -28,31%- de la Comunidad de Madrid. La expansión del *comercio y los servicios* en la Comunidad de Madrid -71%- se está produciendo también en el conjunto de la ZEPA -60%-.

El sector primario -agricultura, silvicultura, ganadería, caza y minería.- está directamente relacionado con el territorio ya que, por un lado, es sustento de estas actividades y, por otro, hace uso del suelo, agua, vegetación, etc. Por este motivo, se va a examinar con más detalle este sector de actividad, ya que puede generar y generan transformaciones sobre el territorio que, en algún caso, alteran considerablemente el paisaje. La agricultura posee una escasa relevancia, en la que sólo las pequeñas depresiones interiores y las llanuras periféricas del Sur están ocupadas por abiertos campos cultivados de cereal, viñedo y, en menor medida, de olivo y otros frutales (almendros, higueras). La ganadería constituye un sector productivo esencial en la zona de estudio. En el ganado bovino está orientado a la producción cárnica como consecuencia de las subvenciones existentes, la Denominación de Origen Carne de Guadarrama y la cuota láctea. El sector ovino y caprino es uno de los más relevantes dentro del sector ganadero de la ZEPA. En la actualidad, algunos ganaderos de caprino intentan potenciar sus explotaciones a tenor de las subvenciones y de la protección de la raza autóctona dominante en la zona: la cabra del Guadarrama. La ganadería de esta zona es predominantemente extensiva, aprovechando los recursos forestales que ofrece el territorio. La importante extensión forestal de la ZEPA y de las barbecheras y rastrojeras de los municipios del sureste son aprovechados por los ganados bovinos, caprino y ovino. En algunos casos, este aumento del ganado puede ocasionar la quema para generación de pastos o un sobrepastoreo. Por otro lado, las menores exigencias del ganado caprino hacen que se adapten bien a pastar sobre matorrales no muy densos con pastos. La escasa actividad forestal de la ZEPA se concentra en los municipios montanos occidentales. Las limitaciones edáficas y topográficas explican la falta de aprovechamiento intensivo de estos espacios. Dada su naturaleza biofísica, buena parte de estos terrenos han sido objeto de recientes repoblaciones forestales, durante las últimas décadas, con el fin de evitar la erosión de los suelos o una degradación de la cubierta vegetal. Por todo ello, el aprovechamiento forestal del territorio es escaso. Conviene prestar especial atención a las nuevas actividades de uso público desarrolladas en las masas forestales como consecuencia de la pérdida o disminución de los usos tradicionales de estos espacios. La saca de madera ha quedado reducida a unos pocos montes de Cadalso y San Martín de Valdeiglesias. Igualmente, la explotación de resina de los pinos ha desaparecido, resultado de la competencia de los productos sintéticos derivados del petróleo. La recolección del piñón se practica en los montes de Robledo de Chavela, Navas del Rey y San Martín de Valdeiglesias. El aprovechamiento más generalizado son los pastos para ganado vacuno, caprino y ovino que se realizan en prácticamente la totalidad de los montes. De interés resultan las actividades extractivas, tanto por su repercusión económica y social, como por los impactos ambientales. En especial, la producción de *granito* ha venido cre-

ciendo ininterrumpidamente en los últimos 25 años. El municipio de Cadalso de los Vidrios es una zona donde se ha venido explotando el granito por los canteros locales desde varias décadas. Otra actividad destacada que se desarrolla sobre los montes de la ZEPA son las actividades recreativas, especialmente en las proximidades del embalse de San Juan y las riberas del Alberche. Sin duda, la abundante afluencia de visitantes sobre estos espacios puede suponer un incremento en el riesgo de incendios bien sea por imprudencia o por negligencia.

En conclusión, la transformación del medio rural (envejecimiento del empresario rural y reducción de la población activa agraria), el desarrollo urbanístico con el aumento de la interfase urbano-forestal, el abandono de actividades agroforestales por falta de mano de obra, la menor rentabilidad económica (p. e. extracción de resina, madera, minifundios extensivos, etc.), las restricciones a las actividades económicas impuestas en los Espacios Naturales Protegidos o por la marginalidad de las áreas rurales traen como consecuencia cambios en la estructura del paisaje (se reduce la variedad del mosaico de cultivos, se introducen especies de repoblación alóctonas, el matorral y pastos invaden zonas antes cultivadas, etc.), aumentando la homogeneidad y la cantidad del combustible disponible lo que facilita no sólo el inicio sino principalmente la propagación del incendio (Romero y Perry, 2002; Stoate et al., 2001; MacDonald et al., 2000).

INCIDENCIA HISTÓRICA DE INCENDIOS FORESTALES EN LA ZEPA

Es sabido que el hombre y su actividad sobre el territorio juegan un destacado papel en el origen de los incendios forestales. De hecho, el hombre es responsable, de manera directa o indirecta, de gran parte de los incendios que afectan al área mediterránea. Así, por ejemplo, en la ZEPA el 4,86 % de los incendios están ocasionados por fumadores; el 3,71% están ocasionados por quemas agrícolas, de pastos, o trabajos forestales; el 2,57% por quemas de basuras; el 2% por hogueras, etc. La relación entre los incendios forestales y la actividad humana puede establecerse de una forma directa –el hombre como agente de ignición– o indirecta a través de su acción transformadora del paisaje haciéndolo más favorable al inicio y propagación del fuego. En este proyecto se ha estudiado fundamentalmente desde esta última perspectiva.

El análisis de los incendios forestales (Cuadro 4) confirma las ideas apuntadas con anterioridad. Por un lado, se observa un ligero descenso de la superficie quemada, lo cual podría ser debido a un incremento de los medios de extinción. En los últimos años, la región de Madrid ha hecho un esfuerzo considerable en adquirir nuevos medios de extinción y prevención de incendios. Esta idea parece confirmarse al observar el número de incendios, los cuales pese a su tendencia ligeramente ascendente no ha supuesto un incremento en la superficie quemada.

En estas condiciones, la existencia de un sistema eficaz de lucha contra incendios consigue reducir la superficie afectada en cada incendio –elevada eficacia en las labores de extinción–. Sin embargo, cuando el fuego no se logra controlar afecta a grandes extensiones. Si se analiza la evolución de los incendios en la ZEPA, se observa un incremento en el número, especialmente en los mayores de 100 ha. Por otra parte, mientras que la tendencia general de la superficie quemada es descendente, en los superiores a 100 ha se observa que existe una ligera tendencia ascendente.

Cuadro 4. Evolución del número de incendios y superficie quemada por tamaños

Serie de Años	Número de Incendios				Superficie Quemada (ha)			
	100-500 ha	1-100 ha	< 1ha	Total	100-500 ha	1-100 ha	< 1 ha	Total
1988-1991	1	25	33	59	300	301,2	12,5	613,7
1992-1995	1	34	89	124	413	246,2	28	687,2
1996-2000	2	36	73	111	315	229,3	18,45	562,7

Fuente: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Elaboración propia.

Ejemplos claros de este fenómeno se encuentran en algunos de los incendios ocurridos en Madrid en los últimos años (p.e incendio de Cadalso de los Vidrios ocurridos en el 2002 o Navas del Rey en el 2003). La homogeneidad/conectividad del mosaico paisajístico bajo condiciones adversas (estrés hídrico, combustible altamente inflamable, temperaturas elevadas, etc.) conlleva una mayor dificultad en las tareas de extinción y su repercusión es mucho mayor, afectando más intensamente a la vegetación natural y al suelo. El aumento en el número de grandes incendios, así como la superficie media por incendio experimentado en las últimas décadas puede ser reflejo de esta tendencia. El examen de las tendencias por tipos de cubiertas quemadas resulta de gran interés (Cuadro 5). En general, la cubierta más afectada por los incendios son las forestales arboladas y la forestal no arbolada. Sin embargo, las tendencias son diferentes; mientras que la superficie forestal arbolada muestra una tendencia descendente, el resto de cubiertas muestra una evolución ascendente. El incremento de la superficie quemada de estas cubiertas puede ser resultado, entre otras causas, de los cambios descritos anteriormente. Los datos recogen una serie corta de años y, por ello, estos resultados se deben examinar con precaución. Pese a todo, las tendencias apuntan a confirmar las hipótesis planteadas en el proyecto.

Cuadro 5. Evolución de los Incendios por tipo de la cubierta afectada

Serie de Años	Sup. Forestal Arbolada Quemada	Sup. Forestal No Arbolada Quemada	Sup. No Forestal Quemada	Número de Incendios	Superficie Total Quemada
1988-1991	447,7	166	0	59	613,7
1992-1995	500,8	181,1	5,3	124	687,2
1996-2000	306,3	174,5	82,0	111	562,7

Fuente: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Elaboración propia.

CONCLUSIONES

El empleo combinado de los índices de ecología del paisaje ha permitido una caracterización del paisaje, que ayuda a cuantificar cómo su estructura y la ocupación han cambiado en las últimas décadas; y, al mismo tiempo, refleja los cambios socioeconómicos acaecidos.

El análisis socioeconómico del territorio en los últimos años nos indica: por un lado, el aumento de la población y su ocupación en otros sectores de actividad alejados del medio agroforestal; por otro, los problemas estructurales de la agricultura, el envejecimiento del empresario agrario y la reducción de las actividades y uso sobre el medio agroforestal se manifiestan en un proceso de regeneración natural, especialmente en las formaciones de matorrales, más dinámicas a corto y medio plazo.

Del examen de la cartografía de ocupación del suelo se desprende que existen importantes cambios y que el territorio ha tenido una significativa dinámica en términos de composición. A pesar de los cambios en cuanto a composición, no parece evidenciarse grandes cambios en la configuración del paisaje (Figura 1). Esto probablemente es debido a que la estructura de las manchas se mantiene, mientras que los cambios en la ocupación son importantes. En este sentido *Olsson et al.* (2000) muestra un ejemplo donde los cambios de ocupación no se ven reflejados en los índices de ecología aplicados.

En general, del examen de los índices de ecología del paisaje y del estudio de las curvas tipo se desprende que existen dos tipos de cubiertas: aquéllas que no han sufrido cambios significativos y que entrarían dentro de la dinámica natural del territorio; y los pastos, matorrales y canteras/graveras, que muestran alteraciones importantes inducidas probablemente por la actividad humana. La regeneración espontánea de la vegetación natural –especialmente en tierras agrícolas abandonadas y reconquistadas por matorrales– puede incrementar el volumen de materia combustible disponible en los montes y la conectividad del mismo con el consiguiente aumento del riesgo de propagación de incendios. Por otro lado, este tipo de curvas tipo puede constituir un buen indicador para detectar cambios significativos en la estructura y configuración del territorio o en las clases de ocupación. Sin duda, sería interesante aplicar la metodología desarrollada en otras áreas para confirmar la validez y utilidad de la misma. También sería de gran interés ampliar el período de estudio para confirmar la tendencia de los cambios detectados en el territorio.

En este trabajo se ha podido observar cómo los cambios en la estructura del paisaje y las características socioeconómicas son indicadores e inciden en el riesgo de incendio. De todo lo anterior se desprende el interés de integrar el conocimiento de los cambios experimentados en el paisaje, derivados de ciertas transformaciones socio-económicas, en los estudios sobre riesgo de incendios forestales.

REFERENCIAS

- Campbell, J. B. *Introduction to Remote Sensing*, The Guilford Press. New York.
- Forman, R.T.T. (1990): "Ecologically sustainable landscapes: The role of spatial configuration". En Zon-

- neveld, I.S. y Forman, R.T.T. (eds) *Changing Landscape Ecological Perspective*. Springer-Verlag. Nueva York. pp. 261-278.
- Forman, R.T.T. (1995): *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. 632 pp.
- Gardner, R. H. y Turner, M. G. (1990): "Future directions in Quantitative Landscape Ecology". Turner, M. G. y Gardner, R. H. (eds) *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag. New York. pp. 519-525.
- Hong, S. He, Barry, De Zonia y David J. Mlademoff. (2000): "An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscape" *Landscape Ecology*. 15. pp. 591-601.
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez-Lazpita, J. and Gibon, A. (2000): Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59: 47-69.
- Maldenoff, D. J. y Baker, W.L. (2000): *Spatial Modelling of Forest Landscape Change*. Cambridge University Press.
- Mander, Ülo y Jongman, Rob H.G. (1998): "Human impact on rural landscape in central and northern Europe" *Landscape and Urban Planning*, 41. pp. 149-153.
- Maureen Hulshoff, R. (1995): "Landscape indices describing a Dutch landscape", *Landscape Ecology*, 10 (2) pp. 101-111.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. and Ene, E. (2002): *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Software for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amhurst.
- McGarigal, K; y Marcks, B. J. (1995): *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland. Or: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- Miller, C. y Urban, D. L. (2000): "Connectivity of forest fuels and surface fire regimes", *Landscape Ecology*, 15. 145-154.
- Naveh, Z. y Lieberman, A. (1993): *Landscape Ecology. Theory and Application*. Springer-Verlag. Nueva York. 360 pp.
- Olsson, E.G.A., Austrheim, G., Grenne, S.N., (2000): Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, mid-Norway 1960–1993. *Landscape Ecology* 15, pp. 155–170.
- O'Neill, R.V; Krummel, J.E; Gardner, R.H; Sugihara, G. y Jackson, B. (1988): "Indices of landscape pattern" *Landscape Ecology*. 1. pp. 163-162.
- Riitters, K.H; O'Neills, R.V; Hunsaker, C.T; Wickham, J.D; Yankee, D.H. y Timmins, S.P. (1995): "A factor analysis of landscape pattern and structure metrics". *Landscape Ecology*. 10. pp. 23-39.
- Romero Calcerrada, R. and Perry, G. L. W. (2002): "Landscape change (1984-1999) and implications for fire incidence in the SPA Encinares del rio Alberche y Cofio (Central Spain)." In: Viegas, D. X. (Eds). *Forest Fire Research and Wildland Fire Safety. Proceedings of the IVth International Conference on Forest Fire Research*. Millpress, Rotterdam. pp. 218-219.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G. R. and Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337-365.
- van der Maarel, E. (1980): "Ecosistemas naturales debidos al hombre en la gestión y la planificación ambientales". Van Dobben, W. H. y Lowe-Mcconnell, R. H. *Conceptos Unificadores en Ecología*. Blume. Barcelona.
- Viedma, O. y Meliá, J. (1999): "Monitoring temporal changes in the spatial patterns of a Mediterranean scrubland using Landsat images", *Diversity and Distribution*, 5. pp. 275-293.

Análisis espacial conjunto de variables socioeconómicas y biofísicas como fuerzas inductoras de los cambios agrarios: problemas y posibles soluciones

P. Serra¹, X. Pons^{1,2} y D. Saurí¹

(1) Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Barcelona, Campus de la UAB, 08193 Barcelona.

(2) CREA, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Campus de la UAB, 08193 Barcelona.

RESUMEN

El objetivo de la comunicación es analizar los problemas detectados en la aplicación de la regresión lineal multivariante (a escala municipal) y de la regresión logística multivariante (a escala de píxel) a través del uso conjunto de variables socioeconómicas y biofísicas consideradas como fuerzas inductoras de los cambios agrarios (1977-1997) de veintiún municipios pertenecientes a una comarca del nordeste de Cataluña. Los usos agrarios o variables dependientes han sido obtenidos a través de clasificaciones híbridas de diversas imágenes de satélite (MSS y TM). El número de variables independientes utilizadas ha sido alrededor de 80 en el caso de la regresión lineal y de 40 en la regresión logística. Los problemas de la regresión lineal multivariante a escala municipal han consistido en la necesidad de reclasificar en intervalos las variables biofísicas, la pérdida de información espacial fruto de la agregación, junto al reducido número de casos que imposibilita el análisis en aquellos usos agrarios con una presencia limitada. En relación a la regresión logística multivariante a escala de píxel, la problemática más importante ha radicado en la elevada autocorrelación espacial de las variables socioeconómicas representadas espacialmente. A pesar de todos estos problemas, los resultados de los coeficientes de determinación y de las curvas ROC (Receiver Operating Characteristic) muestran unos valores significativamente explicativos, a partir de 0,7 en casi todos ellos. Una posible explicación puede consistir en la contrastada especialización de los usos agrarios en el área de estudio.

Palabras Clave: Clasificación híbrida, variables socioeconómicas y biofísicas, regresión lineal multivariante, regresión logística multivariante.

ABSTRACT

The main aim of this paper is to analyse the problems detected in applying multiple lineal regression (at municipal scale) and multiple logistic regression (at pixel scale) using both socioeconomic and biophysical variables consider as driving forces of agrarian changes (1977-1997) of twenty one municipalities from a Catalan region. Agrarian uses (or dependent variables) have been obtained through hybrid classifications of different satellite images (MSS and TM). The number of independent variables used has been around 80 in linear regression and 40 in logistic regression. The problems of linear regression at municipal scale have consisted in interval reclassification of biophysical variables, the spatial information loss due to aggregation and the reduced number of cases avoiding the analysis of those agrarian uses with a limited presence. In logistic regression at pixel scale, the main problem consists in the high spatial autocorrelation of socioeconomic variables spatially represented. In spite of these problems, determination coefficient and ROC curves results depict values significantly explicative, from 0.7 in almost all of them. One possible reason could be the contrasting speciality of agrarian uses in the study area.

Key Words: *Hybrid classification, socioeconomic and biophysical variables, multivariate linear regression, multivariate logistic regression.*

INTRODUCCION

Una de las definiciones clásicas de la Geografía es “la ciencia que estudia las relaciones entre la sociedad y el medio” (Saurí, 1993; Ortega, 2000). Ante esta definición cabe plantearse la siguiente pregunta: ¿hasta ahora se ha podido desarrollar alguna herramienta analítica, esencialmente estadística, que considere conjuntamente variables de tipo socioeconómico y biofísico? En la mayoría de casos, las investigaciones geográficas, ambientalistas y paisajísticas inciden sólo en aspectos socioeconómicos (Justicia, 1987) o biofísicos (Felicísimo et al. 2002) cuando los territorios son fruto de ambos, en una acción conjunta.

Sin embargo, desde hace algunos años existen algunos ejemplos que intentan superar esta situación, especialmente a partir del programa de investigación *Land Use and Land Cover Change* (LUCC) (Turner II et al., 1995), en el cual uno de los principales retos es el establecimiento de las fuerzas inductoras de los cambios en el territorio (en las cubiertas y usos del suelo). Las fuerzas inductoras se subdividen en dos grandes grupos: los factores biofísicos, que incluyen el clima, el relieve, etc., y los humanos, como la presión demográfica, las políticas, etc. A partir de entonces, existen diversos ejemplos de análisis conjunto, especialmente a través de la aplicación de la regresión lineal multivariante: Wood y Skole (1998), Walsh et al. (1999) o Koning et al. (1998). En todos ellos los resultados muestran unos coeficientes de determinación (R^2) bastante reducidos, los usos del suelo están expresados en porcentaje, aspecto que puede distorsionar el análisis, y el número de variables independientes es reducido. En definitiva, parecen ser modelos poco explicativos.

El objetivo de la comunicación es presentar los problemas detectados en el análisis estadístico conjunto de variables socioeconómicas y biofísicas como fuerzas inductoras espacialmente de los cambios en los usos agrarios de una comarca situada al nordeste de Cataluña, intentando mejorar los problemas detallados anteriormente. En concreto, se presenta la problemática en relación a la aplicación de la regresión lineal múltiple y de la regresión logística múltiple.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio abarca veintinueve municipios situados al noreste de Cataluña, pertenecientes a la comarca del Alto Ampurdán (43.516 ha, en total) (figura 1). Morfológicamente incluye tres subzonas: la primera, la zona llana, abarca los municipios situados entre los 0 y 100 m de altitud, con una larga tradición en cultivos herbáceos. La segunda la configura la zona de transición, situada entre los 100 y 400 m de altitud, donde predominan los cultivos permanentes, especialmente vides y olivos, y los matorrales. Finalmente, la tercera la forma la zona de montaña, a partir de los 400 m de altitud, con predominio del encinar y de los caducifolios (hayas, robles, etc.).

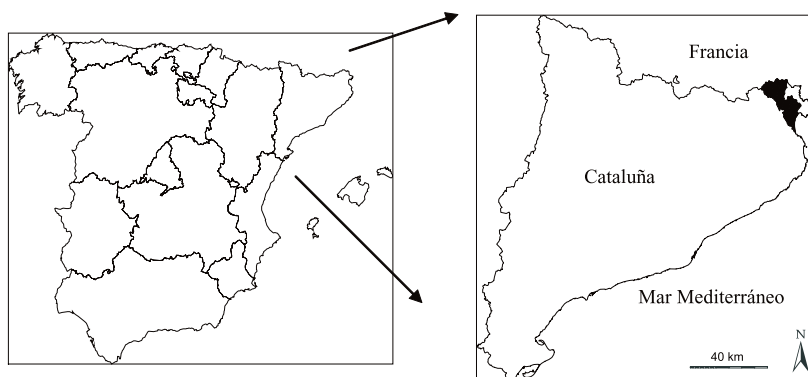


Figura 1. Área de estudio

Aplicación de la teledetección

El trabajo de campo, las fotografías aéreas y las imágenes de satélite son las principales fuentes para la obtención de los usos agrarios. Las imágenes de satélite nos permiten discriminar los distintos cultivos gracias a la alta resolución temporal que abarca los cambios fenológicos de la vegetación. El análisis comprende la dinámica de los usos agrarios desde 1977 hasta 1997. Como consecuencia de las mejoras introducidas en los sensores de la serie Landsat (mejor resolución espacial, etc.), se estableció dos subperiodos: de 1977 a 1993 empleando imágenes MSS (*Multispectral Scanner*; con un píxel de 60x60 metros) y de 1991 a 1997 con TM (*Thematic Mapper*; con un píxel de 30x30 metros). Con ello se evitó comparar resultados

obtenidos con herramientas distintas y la posibilidad de obtener resultados ficticios (Serra *et al.*, 2003a). Las imágenes empleadas han sido tres Landsat MSS con fecha 17 de julio de 1977, 2 de junio de 1978 y 18 de septiembre de 1978, dos Landsat MSS con fecha 28 de junio de 1993 y 31 de agosto de 1993, dos Landsat TM de 22 de mayo de 1991 y 19 de julio de 1992 y, finalmente, tres imágenes de Landsat TM de 20 de junio de 1996, 9 de julio de 1997 y 23 de agosto de 1996. La situación ideal habría sido disponer de imágenes de diferentes meses del mismo año, sobretodo para evitar cambios agrícolas interanuales, pero no fue posible debido a la cobertura nubosa.

La corrección geométrica de todas las imágenes se realizó a través del método de *Palà y Pons* (1995) con el objetivo de eliminar las distorsiones provocadas por el movimiento del satélite, por la rotación y curvatura terrestre, etc., y de corregir todas las imágenes a unas coordenadas comunes. Todos los *Root Mean Squared* (RMS) obtenidos fueron inferiores a un píxel (de 60 y 30 m, respectivamente).

En la corrección radiométrica de las imágenes se empleó el método de *Pons y Solé-Sugrañes* (1994) con el objetivo de obtener unos valores radiométricos cercanos a los obtenidos con una recepción perfecta, considerando la iluminación que recibe cada píxel en función de la posición solar, etc.

En la leyenda de 1977 y 1993 se diferenció el maíz de regadío, otros herbáceos de regadío (alfalfa, sorgo, etc.), los cereales de invierno (trigo, cebada y centeno) y el barbecho, los frutales de regadío, los olivos y las vides, los matorrales, los caducifolios, los esclerófilos, los prados y pastizales y la superficie urbana. En la leyenda de 1991 y 1997 se diferenciaron los mismos usos más el arroz y el girasol debido a su inexistencia a mediados de los 70.

Finalmente, el método de clasificación ha consistido en un clasificador mixto (Serra *et al.*, 2003b) combinando una clasificación no supervisada realizada a través del algoritmo ISODATA (*Interactive Self Organizing Data Analysis*) y áreas de entrenamiento típicas de los sistemas supervisados, obteniéndose un porcentaje de acierto superior al 85% en los cuatro mapas (1977, 1993, 1991 y 1997). La cuantificación de los cambios en los subperiodos 1977-1993 y 1991-1997 se realizó a través de la sobreposición de los mapas y la obtención de la matriz de cambios.

Cambios en los usos agrarios

Los resultados mostraron en la zona llana una intensificación de los cultivos herbáceos a costa de pastos y pastizales (principalmente entre 1977 y 1993, ya que este proceso se ralentizó entre 1991 y 1997), la intensificación de los herbáceos de regadío (1977-1993), la aparición generalizada del girasol en detrimento de los cereales de invierno y la concentración de frutales en el municipio de Sant Pere Pescador en detrimento de los cultivos herbáceos (entre 1991 y 1997).

En la zona de transición los cambios más significativos fueron el abandono o transformación de vides y olivos (significativamente entre 1977 y 1993 y afectando las cultivadas en pendientes más pronunciadas) y la no regeneración forestal de los matorrales. Finalmente, en la zona de montaña hubo un incremento de los matorrales en detrimento de la superficie forestal

(entre 1977 y 1993 debido a los incendios forestales de 1986), un importante descenso de vides y olivos al sur del municipio de Espolla, mientras que entre 1991 y 1997 se produjo el proceso contrario (regeneración forestal) y un estancamiento en el retroceso de vides y olivos.

Fuerzas inductoras: regresión lineal multivariante

A continuación se describe la aplicación del análisis estadístico con el objetivo de establecer las fuerzas inductoras de las transformaciones anteriormente descritas. El primer paso para la aplicación de la regresión lineal multivariante a escala municipal fue la compilación de las variables socioeconómicas y biofísicas que conformarían las invariables independientes del modelo (cuadro 1).

Cuadro 1. Variables biofísicas y socioeconómicas introducidas en el análisis estadístico como independientes.

Variables biofísicas	Precio máximo del suelo de secano y de regadío
Altitud en m	Hectáreas de zonas protegidas
Pendiente en °	Hectáreas subsidiadas PAC en régimen general, simplificado, en el maíz y girasol
Radiación solar en kJ/m ²	Titulares de las explotaciones por edades
Precipitación en mm	Superficie municipal
Litología	Número de habitantes, densidad de población
Temperatura media anual de las mínimas en °C	Viviendas principales y viviendas secundarias
Temperatura media anual en °C	Plazas de camping y plazas hoteleras
Temperatura media anual de las máximas en °C	Ocupados en agricultura, industria, etc.
Variables socioeconómicas	Superficie agraria útil (SAU) en propiedad, etc.
Número de empresarios con ocupación principal agraria	Número de explotaciones agrarias según tamaño
Ganadería: bovinos, etc.	Número de parcelas por superficies
Hectáreas afectadas por el Plan de regadío del Muga	Hectáreas quemadas en incendios forestales

A partir de los censos agrarios del Instituto Nacional de Estadística (INE) de 1982, 1989 y 1999, de los censos de población, etc., se incluyeron todas las variables socioeconómicas a escala municipal para cada periodo. En relación a las variables biofísicas las fuentes fueron los mapas digitales de precipitación, radiación solar, etc., del Atlas Climático Digital de Cataluña (http://magno.uab.es/atles-climatic/index_es.htm y Ninyerola et al., 1999) con una medida de píxel de 180 x 180 m, un modelo digital del terreno, un modelo digital de pendientes y la litología extraída del Mapa Geológico de España a escala 1:50 000. A través del sistema de

información geográfica (SIG) MiraMon (Pons, 2002) se convirtieron estos datos espaciales a hectáreas de ocupación para cada municipio, después de la reclasificación en intervalos de todas las variables cuantitativas continuas (excepto la litología al ser una variable categórica) a través de criterios empíricos de conocimiento del territorio con la salvedad de la pendiente, para la que se emplearon los valores del Ministerio de Medio Ambiente (1998). Una de las aportaciones del trabajo, en comparación con otras investigaciones similares, es la elevada cantidad de variables independientes (más de 80).

Una vez convertidas, también, las variables dependientes (los usos agrarios obtenidos en las clasificaciones automáticas) a hectáreas de ocupación, e introducidas conjuntamente con las variables independientes en un paquete estadístico (Norusis, 1994), a continuación se aplicó la regresión lineal multivariante. Este proceso se realizó para todos los subperiodos por separado, 1977, 1993, 1991 y 1997. Las hectáreas de ocupación para cada una de las variables biofísicas tenían el mismo valor en cada uno de los subperiodos al tener un tratamiento estático (medias anuales, etc.), mientras que los valores de las variables socioeconómicas variaban al ser dinámicas, de aquí la importancia de su inclusión.

La aplicación de la regresión lineal multivariante para cada uno de los subperiodos presentó unos R^2 bastante elevados con la excepción de los matorrales (cuadro 2; todos los coeficientes significativos con un $p < 0,05$) pero también diversos problemas. Uno de los más importantes fue que se analizaron veintiún municipios y, por tanto, debido al reducido número de casos

Cuadro 2. Coeficientes de regresión de las fuerzas inductoras de los usos agrarios de 1993 según la regresión lineal multivariante.

	Maíz regadío	Otros herb. regadío	Cereales invierno	Matorrales	Prados y pastizales
R^2	0.93	0.97	0.94	0.60	0.92
Marismas					0.39
Cuaternario holoceno aluvial	0.12				
Altitud de 0 a 100 m			0.36		
Pendiente de 3.1 a 7°				0.5	
Radiación solar > 20 000 kJ/m ²			0.45		0.07
Precipitación 710.1 a 775 mm					0.08
Incendios forestales en ha				0.6	
Plan de regadío en ha	0.004	0.002			
Explotaciones agrarias ≥ 50 ha					8.8
Número de parcelas			-0.339		
Parque "Aiguamolls Empordà" en ha		-0.04			

los resultados podían estar muy sesgados a causa de la existencia de valores muy influyentes. Otro problema importante fue que algunos usos agrarios sólo aparecían en determinados municipios, disminuyendo aún más el número de casos (en el cuadro 2 se observa que en 1993 no se aplicó a los frutales, olivos, vides, caducifolios y esclerófilos ya que estaban presentes en un número menor de municipios). El último problema es que la agregación de las variables biofísicas en intervalos comporta una significativa pérdida de información espacial y puede presentar serias dudas en el método de agregación (Bosque, 1992).

Fuerzas inductoras: regresión logística multivariante

Para solventar los problemas descritos se aplicó la regresión logística multivariante (RLO) (Jovell, 1995) a escala de píxel, ya que ésta permite trabajar con variables dependientes dicotómicas, como es el caso de los usos agrarios (por ejemplo, 1 = presencia de maíz, 0 = ausencia), y con variables independientes cuantitativas y categóricas. En nuestro caso, el objetivo de la RLO fue predecir las probabilidades de presencia o de ausencia a través de las variables independientes. Una de las diferencias más importantes respecto a la regresión lineal multivariante radica en que los valores resultantes indican probabilidades que, según el valor umbral establecido (normalmente y en nuestro caso a partir de un valor de 0,5 o del 50%), indicarán presencia o ausencia. Así, la probabilidad estimada que un píxel pertenezca a un uso agrario determinado p :

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

donde, z es la combinación lineal de las variables independientes:

$$Z = B_0 + B_1X_1 + \dots + B_pX_p \quad (2)$$

B_0 es la constante y B_p los coeficientes a estimar.

El indicador usado para contrastar los resultados obtenidos (capacidad explicativa del modelo) ha sido la curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*). La probabilidad de la predicción se compara con los valores originales; si el ajuste es bueno los píxeles con presencia del respectivo uso agrario tendrán valores elevados de probabilidad (a partir de 0,5) mientras que los píxeles con ausencia respecto al uso agrario tendrán valores bajos de probabilidad (inferior a 0,5). La curva ROC se obtiene de representar gráficamente los casos positivos (sensibilidad) y los negativos (especificidad) detectados correctamente. Valores cercanos a 1 indican que el modelo se ajusta perfectamente a los datos, mientras que valores de 0,5 indican un modelo aleatorio.

En el caso de la RLO, al realizarse el análisis a escala de píxel, la inclusión de las variables biofísicas no comportó ningún problema, mientras que las socioeconómicas sí que generaron problemas ya que éstas estaban agregadas a escala municipal en formato tabular. Para su conversión a formato digital se transformó toda la información a formato vectorial y,

posteriormente, se pasterizaron todas las variables a un píxel de medida compatible con los usos agrarios y con las variables biofísicas, esto es a 60 m (1977 y 1993) y 30 m (1991 y 1997) respectivamente. El principal problema que comporta este proceso es que el resultado presenta una autocorrelación espacial máxima: todo los píxeles pertenecientes a un mismo municipio tienen el mismo valor. Por tanto, el uso conjunto de variables socioeconómicas y biofísicas desde un SIG presenta serias limitaciones (Camacho *et al.*, 2000). Para reducir la elevada autocorrelación espacial se seleccionó una muestra aleatoria del 10% de los casos con presencia (para cada uso) y del 10% con ausencia, con lo cual se garantizaba también una probabilidad inicial del 50% y se obtenía una reducción del número de casos, dada la elevada cantidad de píxeles (más de 120 000 para 1977-1993 y casi 500 000 para 1991-1997).

Las figuras 2 y 3 muestran dos ejemplos de resultados en función de las variables independientes: cuando la variable explicativa es categórica (dicotómica) o cuando es cuantitativa continua. Una tercera opción es el resultado de una combinación de variables categóricas y cuantitativas continuas. En la figura 2 se observan las probabilidades de presencia de frutales en función de la presencia o ausencia de materiales aluviales y de limos deltaicos, mientras que en la figura 3 se observan las probabilidades de presencia de caducifolios en función de la altitud, que es una variable cuantitativa continua. A partir de 35 m las probabilidades son superiores a 0,5.

RESULTADOS

Los resultados de la RLI y de la RLO en el subperiodo 1977-1993 mostraron que las variables más explicativas en relación con los cultivos herbáceos (con la excepción de los cereales de invierno) y con los frutales eran los materiales aluviales más recientes y la baja altitud y pendiente (RLO (-) y RLI (de 0 a 3°) (en el cuadro 3 se muestran los resultados para 1993). También destaca el plan de regadío del río Muga como factor explicativo del maíz. Para los cultivos permanentes (olivos y vides) los materiales más antiguos eran los factores más explicativos, junto a la temperatura máxima anual y a la atomización parcelaria. Así, según el Ministerio de Agricultura (1976) la media de las parcelas de vid de la denominación Ampurdán-Costa Brava era inferior a 1 hectárea.

En el caso de los caducifolios la variable más explicativa era la altitud, mientras que el leucogranito, la tonalita y la temperatura máxima anual lo eran en el caso de los esclerófilos. Los factores más explicativos del incremento de los matorrales fueron los incendios forestales junto al abandono agrícola de las zonas más marginales, de aquí la importancia de la pendiente. Finalmente, el factor más importante eran las marismas.

Entre 1991 y 1997, los resultados en el caso de los cultivos herbáceos fueron similares al subperiodo 1977-1993: significativa importancia de los materiales más recientes, coeficientes negativos con la altitud y la pendiente, y la existencia del plan de regadío en el caso del maíz. Un nuevo factor eran los subsidios de la Política Agraria Común (PAC), bastante elevados debido al déficit europeo en grasas vegetales en ese periodo. El factor PAC también aparecía como muy explicativo en el caso del girasol junto a los materiales más recientes.

Las diferencias más importantes se observan en la menor pérdida de olivos y vides debi-

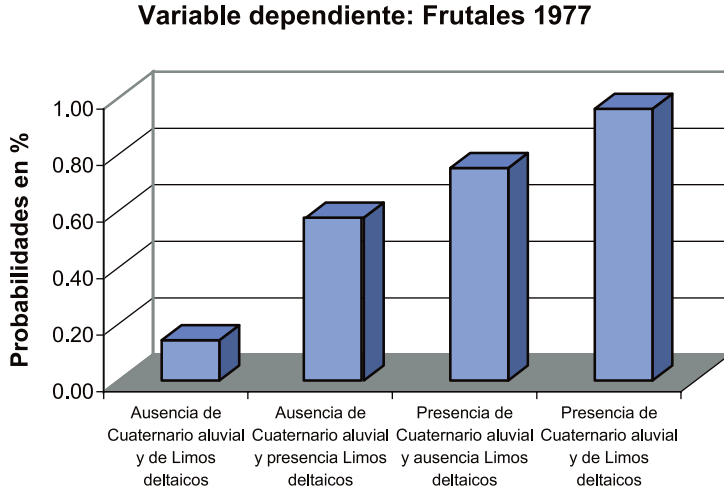


Figura 2. Probabilidades de presencia de los frutales en 1977 según dos variables independientes categóricas.

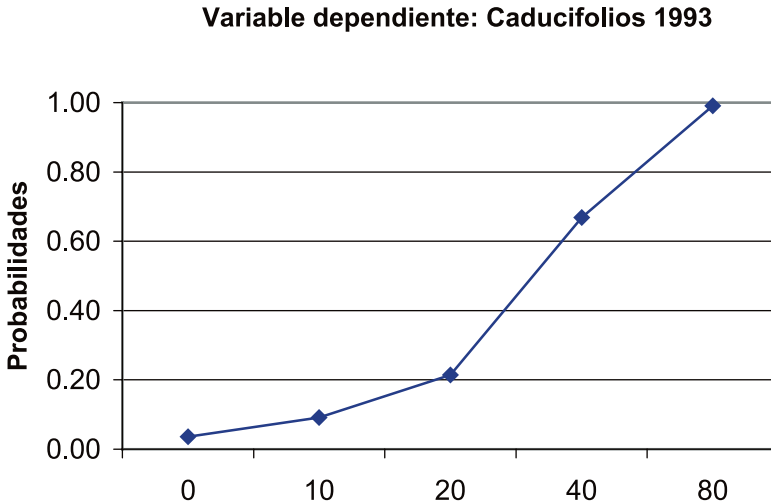


Figura 3. Probabilidades de presencia de los caducifolios en 1993 según una variable independiente cuantitativa continua.

do a una mejor coyuntura en la demanda de aceite de oliva y a la finalización del proceso de transformación vitícola iniciado el 1987. También es destacable la menor presencia en este subperiodo de incendios forestales, evitando un mayor crecimiento de los matorrales, mientras que el factor más significativo en el estancamiento de la pérdida de prados y pastizales fue la creación a partir de 1986 del Parque de los *Aiguamolls* (marismas) del Ampurdán, ya que una de las prioridades de sus gestores era y es su mantenimiento.

CONCLUSIONES

Actualmente, la combinación espacial conjunta de un elevado número de variables socioeconómicas y biofísicas aplicando métodos de regresión puede comportar serios problemas (ver cuadro 4). En el caso de la RLI los más significativos son la pérdida de información espacial, la reclasificación en intervalos y el reducido número de casos, produciendo, en nuestro caso, que determinados usos agrarios no hayan podido incluirse en el análisis. En aquellos usos que se ha podido aplicar, los R^2 presentan valores significativamente elevados.

Cuadro 4. Resumen final de los problemas planteados.

Regresión lineal multivariante a escala municipal	Regresión logística multivariante a escala de píxel
Las variables dependientes e independientes suelen ser cuantitativas continuas o discretas	Admite todo tipo de variables
En caso de inferencia requiere cumplir una serie de requisitos restrictivos: linealidad, normalidad, homocedasticidad, etc.	Menos restrictiva
Número de casos reducido (21 municipios) que puede comportar resultados sesgados e imposibilitar su aplicación	Número de casos muy elevado (píxeles)
Resultados: valor de la variable dependiente en función de las variables independientes	Resultados: probabilidades de presencia y/o ausencia en función de las variables independientes
Contraste del modelo: R^2	Contraste del modelo: curva ROC
Las variables biofísicas cuantitativas continuas requieren una reclasificación en intervalos a escala municipal que puede comportar problemas	Las variables socioeconómicas se rasterizan: máxima autocorrelación espacial. Selección de un % de casos.
Pérdida de información espacial consecuencia de la agregación	Mantenimiento de la información espacial

En el caso de la RLO el problema principal es la elevada autocorrelación espacial de las variables socioeconómicas. A pesar de esta importante problemática, la curva ROC presenta valores significativos elevados con la excepción de los prados y pastizales. Este hecho puede ser debido a su presencia en dos subregiones claramente diferenciadas: existen en las zonas

más elevadas de la zona montañosa y en las marismas de la zona llana. Este hecho confirmaría la hipótesis de que el modelo es explicativo debido a la selección aleatoria del 10% de casos y a que los usos agrarios están muy contrastados: una clara especialización de los cultivos herbáceos en la zona llana y parte de la zona de transición (la más llana), de los cultivos permanentes en la zona de transición y en la zona más llana de la montaña y de la superficie forestal en las zonas más elevadas.

En definitiva, se ha podido establecer las fuerzas inductoras de los cambios agrarios con una elevada solidez, contrastando los problemas y posibles soluciones. En este sentido, creemos que sería de gran interés en la investigación geográfica establecer herramientas que permitan un análisis sintético de los procesos ambientales y paisajísticos terrestres a través, por ejemplo, de la regresión logística. De todas formas, existen variables muy explicativas como la tradición familiar, los cambios tecnológicos, etc., que dada la imposibilidad de representarlos espacialmente deben incluirse en el análisis de un modo cualitativo.

REFERENCIAS

- Bosque, J. (1992): *Sistemas de Información Geográfica*. Madrid, Rialp, 147 p.
- Camacho, M.; Paegelow, M. y Menor, J. (2000): Límites y aportaciones de los SIG para trazar la dinámica espaciotemporal del paisaje en áreas montañosas mediterráneas. *Tecnologías Geográficas para el desarrollo sostenible*. Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, pp.381-401.
- Felicísimo, A.M.; Francés, E.; Fernández, J.M.; González-Díez, A. y Varas, J. (2002). Modeling the potential distribution of forests with a GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68, pp. 455-461.
- Jovell, A.J. (1995): Análisis de regresión logística. *Cuadernos metodológicos*, 15. Madrid, Centro de Investigaciones Sociológicas, p. 15.
- Justicia, A. (1987). La estructura de la propiedad como elemento configurador del paisaje agrario. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 7, pp. 279-287.
- Koning, G.H.J.; Veldkamp, A.; Fresco, L.O. (1998): Land use in Ecuador: a statistical analysis at different aggregation levels. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 70, pp. 231-247.
- Ministerio de Medio Ambiente (1998). *Guía para la elaboración de estudios del medio físico*. Madrid, Secretaría General Técnica, pp. 191-193.
- Ninyerola, M.; Pons, X.; Roure, J.M. (1999): A methodological approach of climatological modelling of temperature and precipitation through GIS. *International Journal of Climatology*, 20, pp. 1823-1841.
- Norusis, M. (1994): *SPSS Professional statistics 6.1*. Chicago, SPSS Inc., 37 p.
- Ortega, J. (2000). *Los horizontes de la Geografía. Teoría de la Geografía*. Barcelona, Ariel, 180 p.
- Palà, V.; Pons, X. (1995). Incorporation of relief in polynomial-based geometric corrections. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61, 935-944.
- Pons, X. (2002): *MiraMon. Geographic Information System and Remote Sensing software*. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM. Bellaterra. <http://www.creaf.uab.es/miramon>
- Pons, X.; Solé-Sugrañes, L. (1994): A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48, pp. 191-204.

- Saurí, D. (1993). Tradición y renovación en la geografía humana ambientalista. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 22, pp. 139-157.
- Serra, P.; Pons, X. y Saurí, D. (2003a): Protocolo para la identificación de cambios a través de diferentes sensores. *Revista de Teledetección*, 16, pp.17-24.
- Serra, P.; Pons, X. y Saurí, D. (2003b): Post-classification change detection with data from different sensors: some accuracy considerations. *International Journal of Remote Sensing*, 24, pp. 3311-3340.
- Walsh, S.; Evans, T.; Walsh, W.; Entwisle, B. y Rindfuss, R. (1999). Scale-dependent relationships between population and environment in Northeastern Thailand. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65, pp. 97-105.
- Wood, C.H. y Skole, D. (1998): Linking satellite, census and survey data to study deforestation in the Brazilian Amazon. En: Liverman, D.; Moran, E.F.; Rindfuss, R.R. i Stern, P.C. (Ed). *People and Pixels*. Washington, National Academy Press, pp. 70-93.

Aproximación geoestadística para la zonificación de un espacio urbano. Creación de una cubierta para un SIG

J. Chica Olmo¹; R. Cano Guervós¹; J.A. Hermoso Gutiérrez¹ y M. Chica Olmo²

- (1) Departamento de Métodos Cuantitativos para la Economía y la Empresa, Facultad de Económicas y Empresariales, Universidad de Granada, Campus Cartuja s/n, 18011, Granada.
(2) Departamento de Geodinámica/CEAMA, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Avda. Fuente Nueva s/n, 18071, Granada.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo consiste en obtener una cobertura para un SIG que recoja la división o zonificación de un espacio urbano en zonas que sean homogéneas en relación a las características de las viviendas contenidas en ellas. La metodología de zonificación se basa en la conexión entre la técnica multivariante del análisis de componentes principales y la Teoría de las Variables Regionalizadas. El enlace entre ambas se encuentra en el análisis de la estructura espacial de autocorrelación y la aplicación del método de estimación espacial del Krigeaje por bloques sobre una variable objetivo, de contenido urbanístico-económico, que es la primera componente principal, obtenida a partir de un conjunto de características de las viviendas de una ciudad. Esta metodología se ilustra mediante una aplicación al espacio urbano de la ciudad de Granada.

Palabras Clave: Análisis de Componentes, Krigeaje por bloques, SIG, Zonificación, vivienda.

ABSTRACT

The aim of this study is to present a methodology that may be used for districting, that is, to divide a city into homogeneous districts, using the housing characteristics of the city as the criterion for such a division. The methodology is based on the use of Principal Component

Analysis into the Theory of Regionalized Variables. The theoretical description is complemented by the application of this districting methodology to the city of Granada.

Keywords: Principal Components Analysis, Block Kriging, GIS, Housing.

INTRODUCCIÓN

Los SIG son cada vez más utilizados en la planificación económica, territorial y ambiental para realizar la zonificación del espacio geográfico. Entendemos por zonificación la división de un espacio geográfico en áreas o zonas con características homogéneas. Mediante los métodos básicos de agregación los SIG permiten, a partir de los valores de las características analizadas, realizar diferentes zonificaciones según los criterios establecidos, pudiendo obtener coberturas diferentes. La principal propiedad de la zonificación es la capacidad de agregación de zonas, ya sea porque son contiguas o porque tienen características similares. Cuando la agregación de las zonas se realiza teniendo en cuenta el valor de las características, sean contiguas o no, se denomina integración espacial; mientras que si la agregación se realiza teniendo en cuenta la contigüidad espacial, se denomina unión espacial (*véase Bosque, 1992*). Dentro del ámbito socio-económico las características que pueden ser consideradas para realizar la zonificación están relacionadas con los usos del suelo o tipo de actividad que se desarrolle, en nuestro caso consideraremos el uso del suelo para vivienda y las características asociadas a ésta.

La creación de una cobertura de zonas mediante un SIG se puede realizar a partir de una cobertura de puntos (datos puntuales), líneas o zonas (datos zonales). Los mapas de zonas obtenidos a partir de mapas de puntos se denominan mapas de densidades. Estos mapas de densidades representan cómo se esparce sobre el espacio geográfico una determinada característica relativa a datos puntuales. Los métodos de interpolación espacial permiten predecir el valor de la característica analizada sobre cualquier punto no muestreado del mapa. De esta forma es posible crear una cobertura de zonas a partir de una de puntos. La hipótesis básica para realizar la interpolación espacial es que la característica analizada debe estar correlacionada espacialmente, o sea, puntos próximos en el espacio deben tener valores similares de la característica analizada.

En este trabajo, partiendo de un conjunto de variables o características observadas sobre las viviendas de una ciudad (consideradas éstas como datos puntuales), se ha obtenido una cobertura compuesta por zonas, cada una de las cuales tiene características homogéneas. Para ello, se ha aplicado el método del análisis de componentes principales (ACP) al conjunto de variables observadas, obteniendo la variable objetivo, que es la primera componente principal (p.c.p.). Tras el análisis de la estructura espacial de autocorrelación de la p.c.p., mediante el Krigeaje por bloques se ha realizado la interpolación o predicción espacial. Ésta se ha llevado a cabo sobre bloques de igual tamaño que, en nuestro caso, son superficies cuadradas de

400×400 metros. Por último, se ha realizado la integración espacial de aquellos bloques que tenían valores similares de la variable objetivo. De esta forma, se ha delimitado sobre el plano de la ciudad una serie de zonas internamente homogéneas en relación a los valores que presenta esta variable objetivo y heterogéneas frente al resto.

METODOLOGÍA

La metodología propuesta está compuesta por el uso de dos métodos: el ACP, que es una técnica multivariante bastante conocida, y la Teoría de las Variables Regionalizadas (TVR), en concreto, el Krigeaje en su modalidad de bloques. El ACP es tratado en la mayoría de los manuales de análisis multivariante, por lo que nos detendremos en el segundo método.

La aplicación del método de estimación espacial, basado en la TVR, sobre la p.c.p. requiere la consideración de ésta como variable regionalizada (en adelante, VR), para lo cual es necesaria la presencia de autocorrelación espacial en sus valores. Una característica de la VR, denominada proceso de regularización, es que a partir de su comportamiento sobre un determinado soporte (puntos), se puede deducir la nueva regionalización que produciría un cambio de soporte (*Journal and Huijbregts*, 1991). Así, por ejemplo, a partir de observaciones de la VR p.c.p. en una cobertura de puntos (viviendas), se puede estimar el valor medio de la VR sobre bloques (superficies) mediante Krigeaje por bloques, realizando de esta forma la zonificación de la ciudad.

Supongamos que a partir de una muestra de viviendas en venta se ha obtenido la variable p.c.p., que representa una combinación lineal de las características observadas de la muestra de viviendas. Vamos a denotar por $Z(s)$ a dicha p.c.p., la cual se puede descomponer de la siguiente forma:

$$Z(s) = m(s) + u(s) \quad (1)$$

donde: s representa la localización en el plano, que está determinada por el par de coordenadas UTM (x, y) ,

$m(s)$ es una componente desconocida y no estocástica denominada deriva, que representa la variación de $Z(s)$ a gran escala espacial, o sea, cómo varía $Z(s)$ en un entorno que cubre toda la ciudad.

$u(s)$ es una variable estocástica no observable que suponemos tiene media nula, covarianza $\text{Cov}[u(s_i), u(s_j)] = v_{ij}$, para $i \neq j$ y que es estacionaria de segundo orden. Esta variable representa la variación de $Z(s)$ a pequeña escala, o sea, cómo varía $Z(s)$ en un entorno que cubre parte de la ciudad, por ejemplo un barrio.

En nuestro caso vamos a modelizar a $m(s)$ mediante un polinomio de deriva cuadrática:

$$m(s) = \beta_1 + \beta_2 x + \beta_3 y + \beta_4 x^2 + \beta_5 y^2 + \beta_6 xy \quad (2)$$

donde los coeficientes β_i van a ser estimados mediante el método de regresión.

Por lo tanto, vamos a especificar la ecuación (1) mediante un modelo de regresión de la siguiente forma:

$$Z(s) = \beta_1 + \beta_2 x + \beta_3 y + \beta_4 x^2 + \beta_5 y^2 + \beta_6 xy + u(s) \quad (3)$$

La presencia de autocorrelación espacial en las perturbaciones implica que los estimadores mínimo cuadráticos ordinarios (EMCO) de los parámetros β_r sean ineficientes. Por ello, el modelo de regresión ha de estimarse utilizando los estimadores mínimo cuadráticos generalizados (MCG), proceso mediante el cual se obtienen estimadores ELIO (estimadores lineales insesgados y óptimos).

El modelo de la ecuación (3) se expresa en forma matricial así:

$$\mathbf{Z} = \mathbf{X}\beta + \mathbf{u} \quad (4)$$

donde \mathbf{Z} es un vector $n \times 1$, que contiene las observaciones de la p.c.p., $Z(s)$; \mathbf{X} es una matriz $n \times 6$, que contiene los términos del polinomio de deriva; β es el vector 6×1 de parámetros desconocidos β_r y \mathbf{u} es el vector $n \times 1$ de perturbaciones aleatorias, las cuales pueden ser caracterizadas por medio de su variograma $\gamma_u(h)$.

El estimador MCG de β es:

$$\hat{\beta}_{\text{mcg}} = (\mathbf{X}'\mathbf{V}^{-1}\mathbf{X})^{-1}\mathbf{X}'\mathbf{V}^{-1}\mathbf{Z} \quad (5)$$

donde \mathbf{V} es la matriz de covarianzas de las perturbaciones, generalmente desconocida.

En la práctica, esta matriz es sustituida por una estimación eficiente de la misma (véase, Neuman y Jacobson, 1984; Chica Olmo, 1994).

Los residuos del modelo (4) vienen dados por la expresión:

$$\hat{\mathbf{u}} = \mathbf{Z} - \mathbf{X}\hat{\beta}_{\text{mcg}} \quad (6)$$

Para estudiar la estructura espacial de autocorrelación de los residuos utilizaremos el estimador insesgado del variograma, dado por:

$$\hat{\gamma}_{\hat{\mathbf{u}}}(\mathbf{h}_\alpha) = \frac{1}{2\text{NP}(\mathbf{h}_\alpha)} \sum_{i=1}^{\text{NP}(\mathbf{h}_\alpha)} [\hat{u}(s_i + \mathbf{h}_\alpha) - \hat{u}(s_i)]^2 \quad (7)$$

donde: $\hat{u}(s_i)$, $\hat{u}(s_i + \mathbf{h}_\alpha)$ son los residuos en las localizaciones s_i y $s_i + \mathbf{h}_\alpha$; $\text{NP}(\mathbf{h}_\alpha)$ es el número de pares situados a una distancia entre sí (\mathbf{h}_α) y α es la dirección sobre el plano.

Una vez realizada la estimación MCG de los coeficientes del polinomio de deriva, la predicción de la p.c.p. en el bloque cuyo centro está situado en s_0 , viene dado por:

$$\hat{\mathbf{Z}}_{\text{kB}} = \mathbf{x}'_0 \hat{\beta}_{\text{mcg}} + \hat{\mathbf{u}}_{\text{kB}} \quad (8)$$

donde: \mathbf{x}'_0 es el vector 1×6 que recoge los valores de los términos del polinomio de deriva en s_0 y $\hat{\mathbf{u}}_{\text{kB}}$ es el estimador de krigaje por bloques de los residuos:

$$\hat{u}_{kB} = \sum_{i=1}^n \lambda_i \hat{u}(s_i) \quad (9)$$

siendo λ_i los pesos de krigeaje y $\hat{u}(s_i)$ los residuos obtenidos de la expresión (6).

Los pesos λ_i se obtienen resolviendo el sistema de ecuaciones de Krigeaje (véase *Mathéron, 1965*) construido bajo las condiciones de que el estimador de Krigeaje sea insesgado y con varianza del error de estimación mínima.

APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ZONIFICACIÓN

Datos

Para ilustrar el modo en que se implementa la metodología de zonificación presentada, ésta se aplica sobre una muestra de 298 pisos en venta de la ciudad de Granada, cuyas localizaciones se recogen en la Figura 1. Los datos proceden de una encuesta realizada por la Junta de Andalucía en 1991. En el ACP se han incluido las siguientes variables observadas en las viviendas de la muestra:

- 1) SUP_C_VIV: superficie construida de la vivienda (en m²).
- 2) HABITAC: número total de habitaciones (excluidas la cocina, baños y aseos).
- 3) AMPLITUD = SUP_C_VIV/HABITAC; mide la amplitud o espaciosidad de las habitaciones; es un indicador del nivel de habitabilidad de la vivienda y, por tanto, de la calidad de la misma.
- 4) ANTIGÜEDAD: diferencia entre 1991 y el año de construcción.
- 5) CONSERVACIÓN: estado de conservación; toma los valores 1 (bueno) y 2 (malo).
- 6) ESPARC: existencia de áreas de esparcimiento y ocio (piscina, pista deportiva o jardín). Si el área es compartida con otras viviendas se le asigna 1 punto y si es privada 2 puntos, por lo que cada vivienda puede acumular de 0 a 6 puntos.
- 7) COEFEXTER: coeficiente de exterioridad; se asignan 3 puntos a las viviendas exteriores, 2 a las interiores de manzana y 1 a las interiores de parcela. A ello se le suma el cociente entre el número de habitaciones con luces a la fachada y el número total de habitaciones.
- 8) BAÑOPORDORM: número de baños por dormitorio; cociente del número de baños y aseos de la vivienda entre el número de dormitorios; por cada baño se le asigna a la vivienda 1 punto y por cada aseo 0'6. Es un indicador objetivo de calidad de la vivienda.
- 9) DISTANCIA2: suma de las distancias a dos centros neurálgicos de la ciudad; uno es el centro comercial y de negocios (CCN) tradicional (Puerta Real) y otro es el CCN moderno (Plaza Einstein) (véase Figura 1). Esta variable pretende ser un indicador de la accesibilidad.
- 10) CAL_ZONA: calidad de la zona donde se encuentra la vivienda. Se evalúan aspectos de la zona como: nivel de servicios públicos y privados, equipamiento comercial, dotación educativa, sanitaria y de ocio, infraestructuras de transporte y comunicaciones, status socioeconómico, delincuencia, problemas de convivencia social, etc.
- 11) CAL_UBICA: calidad de la ubicación de la vivienda dentro de la zona. Se evalúa la

influencia de las características enumeradas en el párrafo anterior, pero ahora a nivel microlocalizativo.

- 12) CAL_EDIF: calidad del edificio. Se evalúan las características constructivas del edificio en el que se halla la vivienda.
- 13) CAL_VIV: calidad de la vivienda. Se evalúan las características constructivas de la vivienda, incluyendo las posibles mejoras.

La asignación de los valores de las cuatro últimas variables ha sido supervisada por los técnicos de valoración inmobiliaria de la Junta de Andalucía. Estas variables pueden tomar los siguientes valores: 5 (calidad muy buena), 4 (buena), 3 (regular), 2 (mala) y 1 (muy mala).

Si bien no se han introducido como variables activas en el ACP, otras variables que van a ser consideradas más adelante son:

PRECIOM2C: precio de la vivienda (en miles de pesetas por metro cuadrado construido)

x: coordenada de la viviendas en el eje de abscisas (en metros).

y: coordenada de la vivienda en el eje de ordenadas (en metros).

x^2 , y^2 , xy .

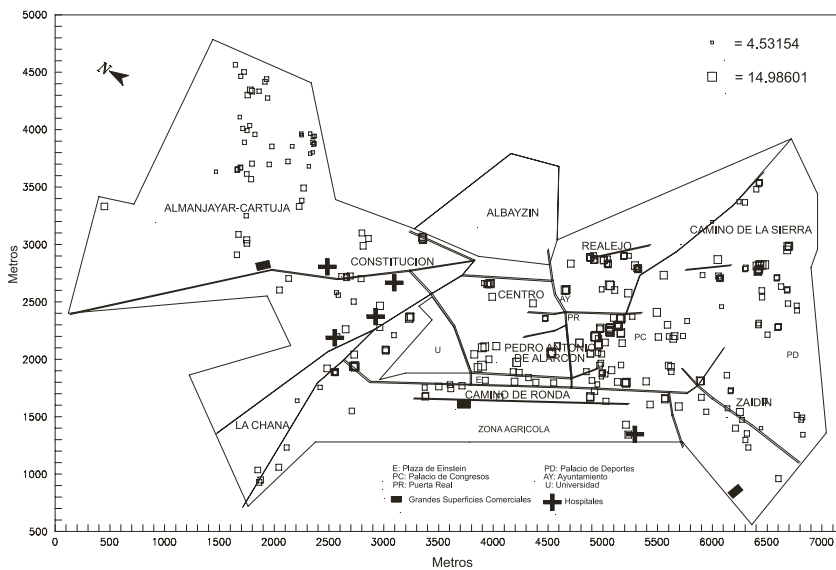


Figura 1. Localización de las viviendas y valor de la p.c.p.

Análisis de componentes principales

Tras realizar el ACP sobre la tabla de datos, que consta de 298 filas (viviendas) y 13 columnas (variables), se ha observado que la p.c.p. recoge el 33% del total de información contenida en la tabla. En el círculo de correlaciones (Figura 2) se observa que las variables con mayor peso en la definición de la p.c.p. hacen referencia a las calidades constructivas (calidad del edificio y de la vivienda, amplitud de las habitaciones y número de baños por dormitorio) y a

las calidades localizativas (calidad de zona y de ubicación). Con un menor peso (y con signo opuesto a aquel primer grupo de variables) se encuentran la antigüedad y el estado de conservación de la vivienda, además de la distancia desde la vivienda a los dos CCN. Puesto que las calidades constructivas y localizativas son las características que tienen un mayor peso en la definición de la p.c.p., ésta ha sido interpretada como un índice de la *calidad global de la vivienda*. Así, el factor calidad global es el que permite clasificar las viviendas con una discriminación máxima entre sí a lo largo del primer eje (el correspondiente a la p.c.p.), situándose a la derecha los inmuebles con menor calidad global y a la izquierda los de mayor calidad¹.

En el ACP se han obtenido otros resultados interesantes, como son:

- La variable suplementaria PRECIOM2C está muy correlacionada con las calidades constructivas y localizativas y, por tanto, con la calidad global de la vivienda. Ello concuerda con el hecho de que generalmente los precios de los bienes urbanos vienen a ser la traducción monetaria de su calidad global.
- Tampoco sorprende la fuerte correlación positiva entre calidades localizativas y constructivas, pues implica que las mejores zonas de la ciudad desde el punto de vista urbanístico coinciden con aquéllas en las que se construye con buenas calidades, mientras que es difícil encontrar alta calidad constructiva en zonas de baja calidad localizativa.
- La oposición entre DISTANCIA2 y las calidades constructivas y localizativas sugiere que conforme nos alejamos de la zona central de la ciudad, dichas calidades van disminuyendo (y, consecuentemente, también lo hace la calidad global de las viviendas).

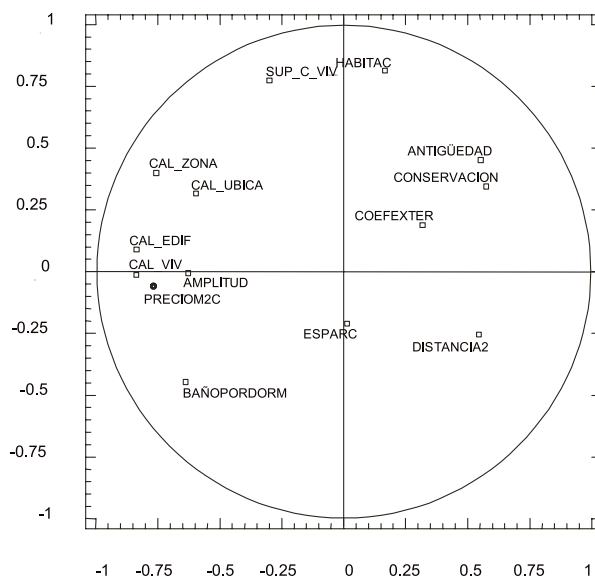


Figura 2. Círculo de correlaciones.

1 El algoritmo de diagonalización de la matriz de correlaciones ha orientado el eje de esta forma.

Obtención de la cobertura de zonas en función de la calidad global de la vivienda

Los precios de los bienes urbanos son un reflejo de su calidad global y está ampliamente admitida en la literatura sobre la materia la presencia de autocorrelación o dependencia espacial en los precios². Por ello, cabe esperar que la variable calidad global de la vivienda también presente autocorrelación espacial, siendo susceptible de ser considerada como VR.

En este punto la información experimental de partida es el valor de la calidad global (p.c.p.) en cada una de las viviendas de la muestra (Figura 1). Para facilitar la interpretación de los resultados se ha cambiado el signo de la p.c.p., de tal forma que los valores altos y positivos correspondan a las viviendas de mayor calidad global. Además, para que todos los valores fueran positivos se ha efectuado un cambio de origen de 10 unidades. No obstante, la estructura espacial de los valores de la p.c.p., que es lo realmente influyente para realizar la zonificación, no se ve alterada.

El modelo de regresión ajustado por MCG a la calidad global de la vivienda (CGV) es:

$$CGV = 3'627743 + 0'002 x + 0'002518 y - 2'406 \cdot 10^{-7} x^2 - 5'854 \cdot 10^{-7} y^2 + 1'92 \cdot 10^{-8} xy$$

(1'15) (2'13) (1'30) (-2'56) (-1'88) (0'12)

En cuanto a las variables que recogen la deriva, las más significativas son la coordenada x y la x^2 . Ello implica que la dirección más importante en la tendencia a gran escala espacial de la calidad global es la noroeste-sureste, que recorre longitudinalmente la ciudad. En cuanto a la estructura de autocorrelación espacial de los residuos de este modelo hay que destacar que se ha ajustado un modelo de variograma esférico, con los siguientes parámetros: inexistencia de efecto pepita: $C_0=0$; meseta: $C=2'696$; alcance: $a=267$ metros (Figura 3). De la inexistencia de efecto pepita se deduce que las viviendas muy próximas presentan una calidad global muy semejante. El alcance de 267 metros indica el radio de influencia de los factores microlocalizativos que afectan a la calidad global de la vivienda en esta ciudad.

Dado que se parte de observaciones tomadas sobre puntos (viviendas), para obtener la cobertura de zonas en función de la calidad global de la vivienda ha sido necesario realizar un cambio de soporte. Así, a partir de los residuos MCG de las viviendas de la muestra se estiman espacialmente los residuos sobre los bloques, mediante el método de Krigeaje por bloques. De esta forma, a partir de la información puntual de las viviendas de la muestra, se infiere al conjunto de viviendas contenidas en cada uno de los bloques considerados, por lo que se presume que cada bloque constituye un área homogénea en cuanto a la calidad global de las viviendas que contiene.

En esta aplicación se ha estimado la variable calidad global de la vivienda sobre los 93

2 La base teórica que justifica la presencia de autocorrelación espacial en la formación de los precios se apoya en los siguientes conceptos: proximidad entre localizaciones, efecto atracción/repulsión entre usos y utilizadores, transmisión de la información entre los utilizadores, efecto del contagio espacial y crecimiento centrífugo de la ciudad. Una revisión de la literatura sobre esta materia puede consultarse en *Chica Olmo (1994, pp. 79-102)*.

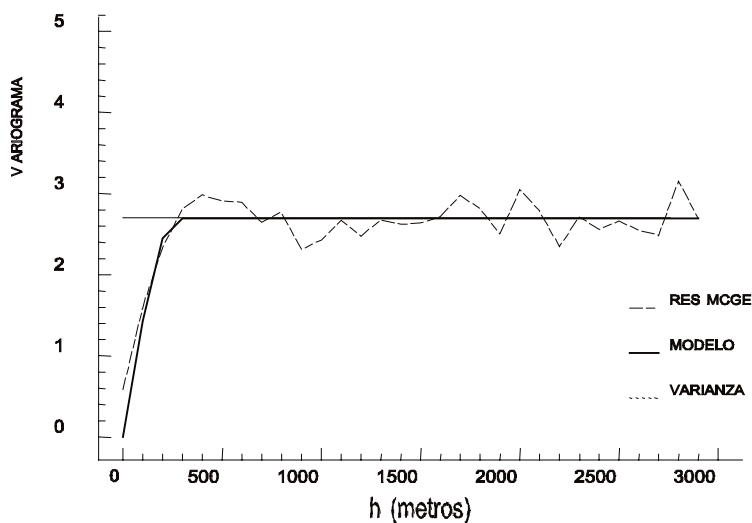


Figura 3. Variograma de los residuos.

bloques de 400×400 m en los que se ha dividido la ciudad de Granada. El rango de la variable estimada se ha dividido en los cuatro tramos delimitados por los cuartiles, por lo que cada tramo contiene, aproximadamente, el mismo número de bloques y, consecuentemente, ocupa la misma extensión en la ciudad. Seguidamente, se asigna un mismo tipo de sombreado a todos los bloques pertenecientes a un determinado tramo. Las viviendas contenidas en bloques del mismo sombreado se pueden considerar similares en cuanto a su calidad global, pudiendo estar dichos bloques situados de forma contigua en el plano o no. Por el contrario, las viviendas situadas en bloques que tengan distinto sombreado se consideran diferentes en cuanto a su calidad global, aunque dichos bloques estén contiguos en el plano. A continuación, se procede a la unión espacial de aquellos bloques que sean contiguos y que tengan igual sombreado, obteniéndose la zonificación que se recoge en la Figura 4. Así, la ciudad queda dividida en cuatro “niveles”, cada uno de los cuales estaría formado por la integración espacial de todas aquellas zonas cuyas viviendas tengan calidades similares, aunque estas zonas no se encuentren contiguas en el plano.

La zonificación ha delimitado unos niveles que se han numerado en orden creciente respecto de la calidad global de sus viviendas. Así, el nivel 1 (el de sombreado más tenue) contiene aquellas zonas de la ciudad en las que el valor estimado de la calidad global de sus viviendas es menor o igual al primer cuartil, es decir, el nivel de menor calidad; mientras que el nivel 4 (el de sombreado más oscuro) es el de mayor calidad y sus bloques toman valores por encima del tercer cuartil.

La zonificación permite observar la distribución de la calidad global de la vivienda sobre el espacio urbano y así deducir las zonas cuyas viviendas tienen mayores o menores calidades. En este sentido, se observa que la parte central de la ciudad está ocupada por el nivel de mayor calidad (nivel 4). Éste se halla flanqueado por el de calidad media-alta (nivel 3). El nivel 3 hace las veces de área de transición hacia las zonas del nivel de calidad media-baja (nivel 2). Estos

dos últimos niveles presentan entrelazamientos, sobre todo en el sureste y sur de la capital, por lo que en esta parte de la ciudad se aprecia mayor diversidad de calidades de la vivienda. El nivel 1, el de menor calidad, se encuentra polarizado en dos extremos: en la periferia sur y, sobre todo, en la norte. Por tanto, el potencial comprador de una vivienda de calidad similar a la vivienda media del nivel 1 ó 2 ha de restringir su búsqueda a las zonas periféricas de la ciudad.

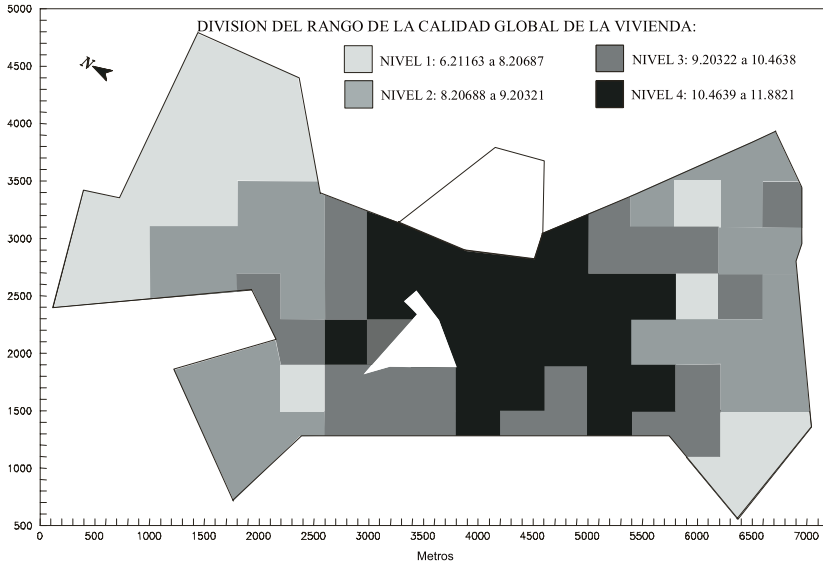


Figura 4. Cobertura de zonas de calidad global de la vivienda.

CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado una metodología para obtener una cobertura de zonas a partir de una cobertura de puntos, de los cuales se disponía de una gran cantidad de información. En nuestro caso, la cobertura de puntos representa a viviendas y la información disponible está formada por características de las mismas. Mediante la técnica multivariante del ACP ha sido posible resumir esta información en una sola variable, la p.c.p, que se ha interpretado como la calidad global de la vivienda. A continuación, mediante el Krigeaje por bloques se ha creado una cobertura de zonas internamente homogéneas en relación a la calidad global de la vivienda y heterogéneas frente al resto. En resumen, la metodología combina la perspectiva multivariante del ACP y la perspectiva espacial de la TVR, mediante la estimación espacial de la p.c.p. de las características de las viviendas.

Con esta metodología se ha obtenido una zonificación con criterios objetivos, a partir de datos de las viviendas de la ciudad. Si bien, en nuestro caso se ha elegido un número de rangos clásico, cuartiles, la elección de un mayor número de rangos daría lugar a una zonificación más detallada.

En relación a las líneas futuras de investigación, sería deseable incluir dentro de la información disponible otras variables de mayor carácter socio-económico, como la renta familiar disponible, nivel educacional, edad media de la unidad familiar, etc.

REFERENCIAS

- Anderson, T. W. (1984): *An introduction to multivariate statistical analysis*. John Wiley and Sons. New York.
- Bosque Sendra, J. (1992): *Sistemas de información geográfica*. RIALP, Madrid.
- Cano Guervós, R. A. (1999): *Aproximación al valor de la vivienda. Aplicación a la ciudad de Granada*. Biblioteca de Económicas y Empresariales. Editorial Universidad de Granada.
- Cressie, N. (1991): *Statistics for spatial data*. John Wiley and Sons. New York.
- Cuadras Avellano, C. M. (1991): *Métodos de análisis multivariante*. PPU. Barcelona.
- Chica Olmo, J. (1994): *Teoría de las variables regionalizadas. Aplicación en Economía espacial y valoración inmobiliaria*. Biblioteca de Económicas y Empresariales. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada.
- Chica Olmo, J. (1995): Spatial estimation of housing prices and locational rents. *Urban Studies*, vol. 32, núm. 8.
- Chica Olmo, M. (1987): *Análisis geoestadístico en el estudio de la explotación de los recursos minerales*. Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- Christensen, R. (1987): *Plane answers to complex questions. The theory of linear models*. Springer-Verlag. New York.
- Hanham, R., Hohn, M. y Bohland, J. (1984): Kriging spatial data: application to the distribution of elderly in the U. S. *Modeling and Simulation*, núm. 15.
- Journel, A. G. y Huijbregts, CH. J. (1991): *Mining Geostatistics*. Academic Press. London.
- Matheron, G. (1965): *Les variables regionalisées et leur estimation*. Masson. Paris.
- Matheron, G. (1970): *La théorie des variables regionalisées et ses applications*. Centre de Géostatistique et de Morphologie Mathématique, Fas. 1. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Neuman, S. P. y Jacobson, E. A. (1984): Analysis of non-intrinsic spatial variability by residual Kriging with application to regional groundwater levels. *Mathematical Geology*, núm. 16.
- Upton, G. J. G. y Fingleton, B. (1990): *Spatial data analysis by example*. John Wiley and Sons. New York.

Anexo de figuras

W. Siabato et al.: Geoestadística y Medio Ambiente.

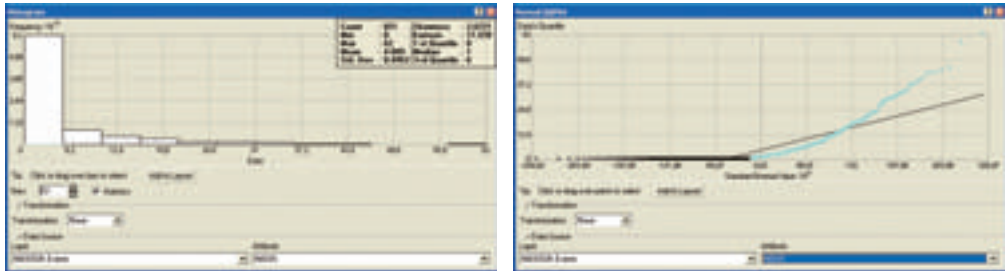


Figura 6. Distribución de la muestra en Histograma y QQPlot.

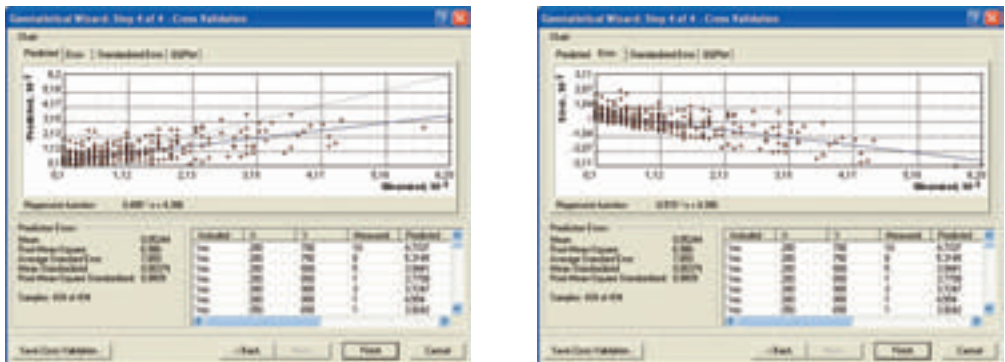


Figura 8. Predicción y error por Kriging para Nidos.

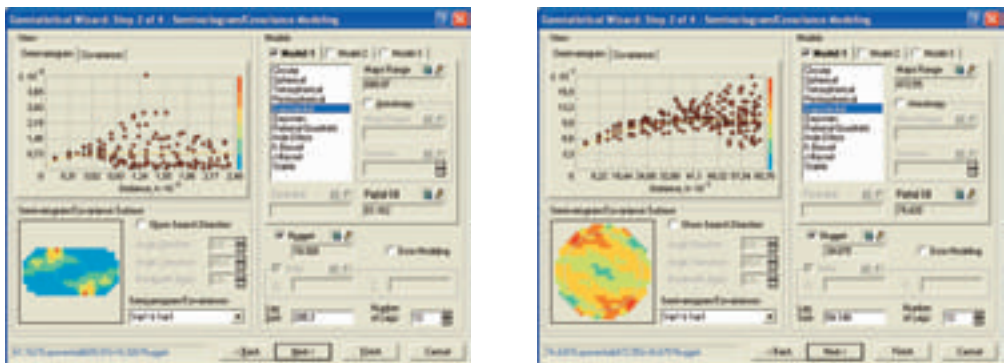


Figura 9. Comparación de semivariogramas.

X. Pons *et al.*: ISOMDE: Una nueva aproximación a la generación de modelos digitales del terreno.

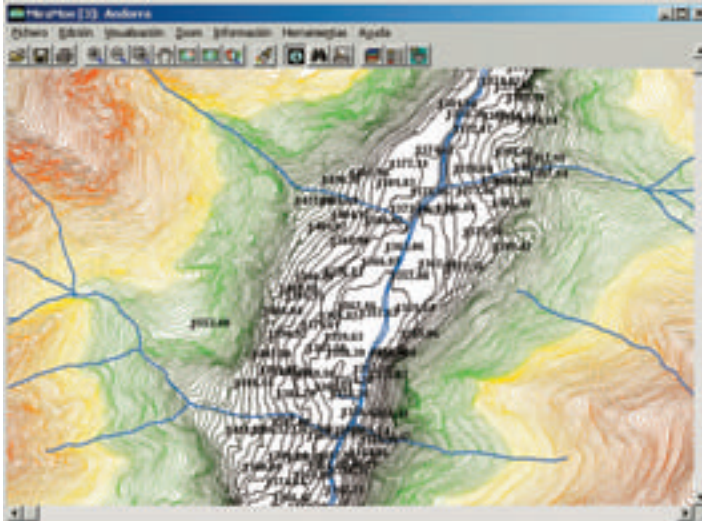


Figura 1. Fuentes de información altimétrica de un mapa topográfico 1:5000 de Andorra.

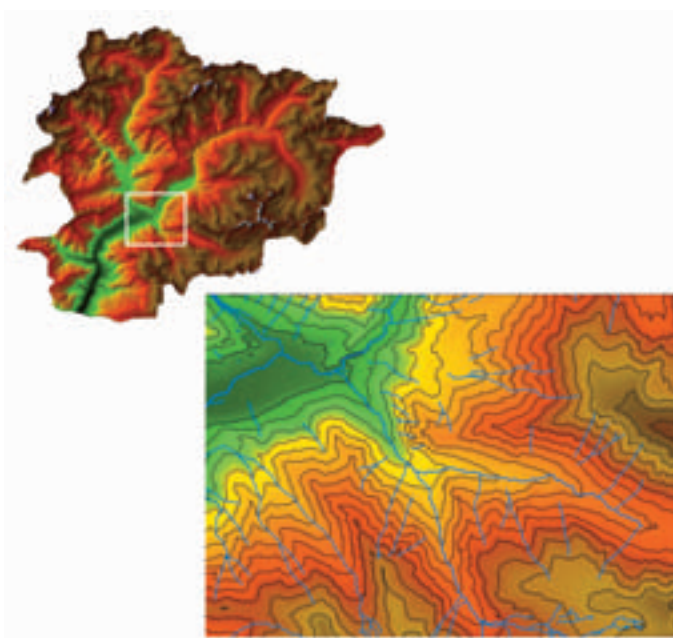


Figura 4. Modelo Digital de Elevaciones de Andorra (sombreado) y detalle de un ámbito central del MDE (sin sombras) con superposición de curvas de nivel e hidrografía.

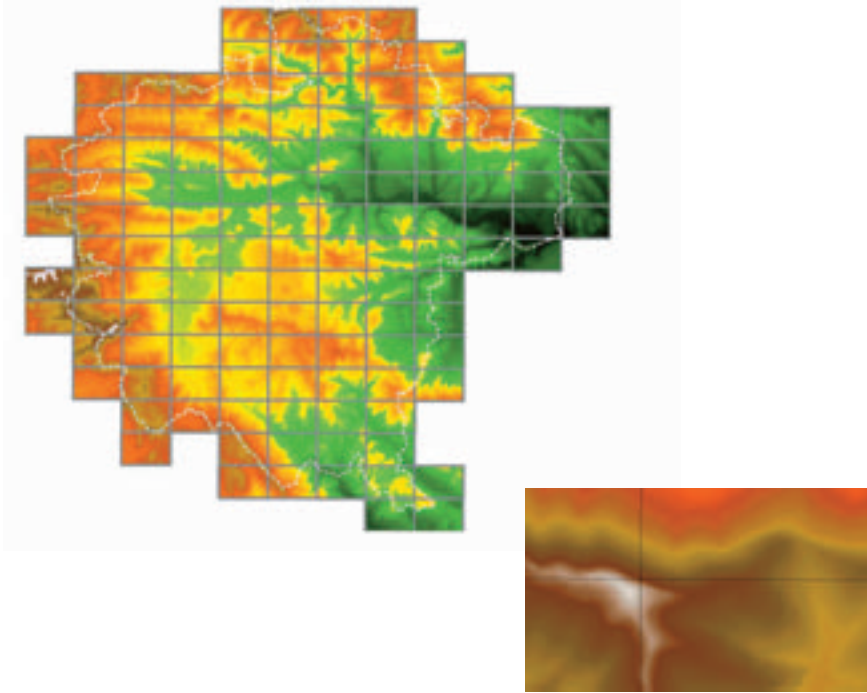


Figura 5. Modelo Digital de Elevaciones de la Garrotxa. Izquierda: se observa la división en hojas de la serie cartográfica 1:5000 y los límites de la comarca. Derecha: detalle donde se comprueba la continuidad entre hojas.

T. Fernández del Castillo et al.: Las pendientes naturales en macizos rocosos del sur de la provincia de Granada.

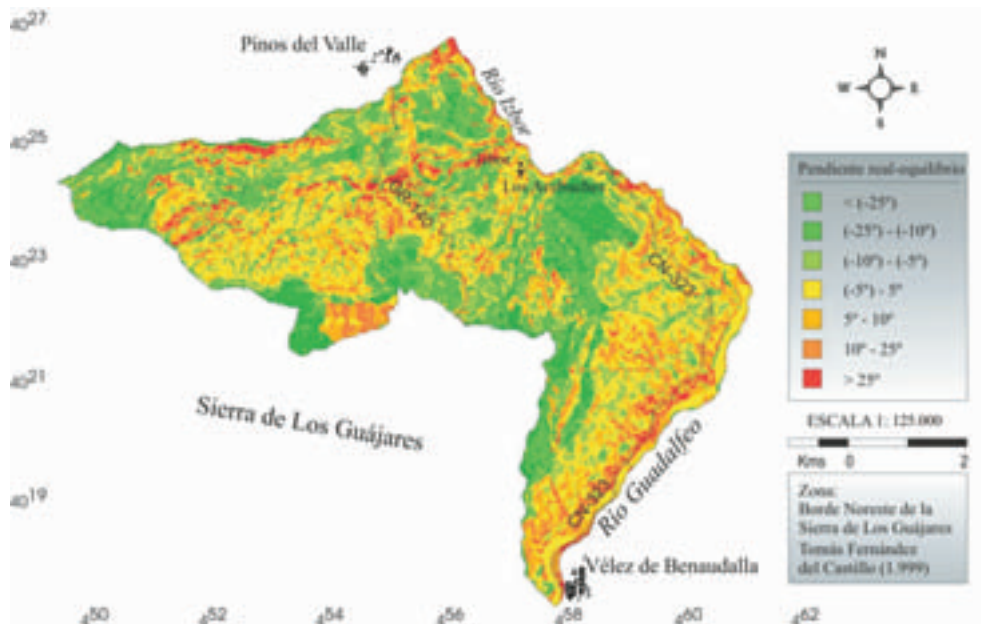


Figura 2. Mapa de zonas de equilibrio en la Sierra de los Guájares.

M. Cano et al.: Aplicación del SMR para la evaluación de la estabilidad de taludes rocosos mediante un Sistema de Información Geográfica.

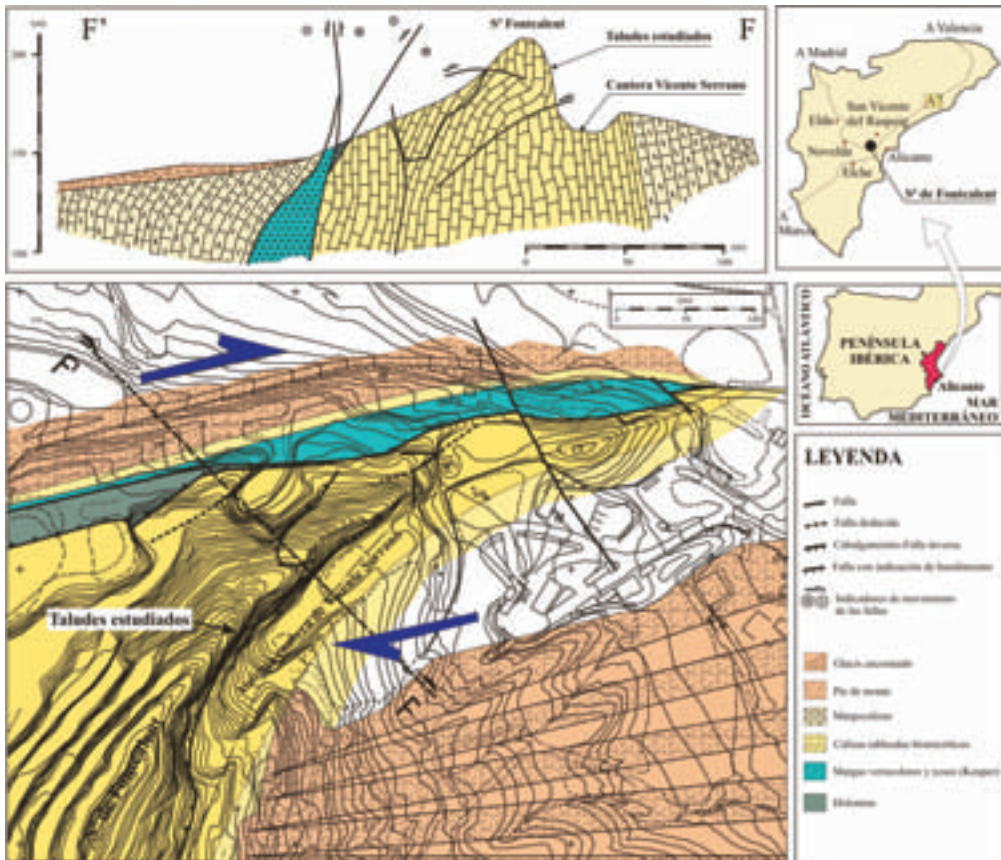


Figura 1. Situación y geología de la zona de estudio (adaptado de Cano, 2003).

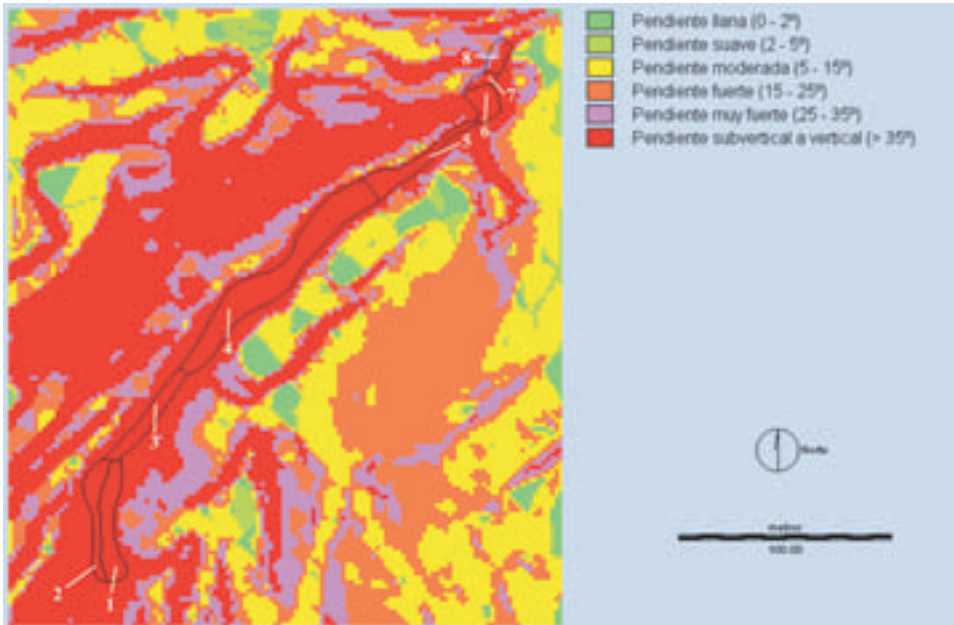


Figura 3. Mapa clinométrico de los taludes de la zona de estudio. Los intervalos se han establecido según criterio de la Comisión de Reconocimiento y Cartografía Geomorfológica de la Unión Geográfica Internacional (Demek, 1972).

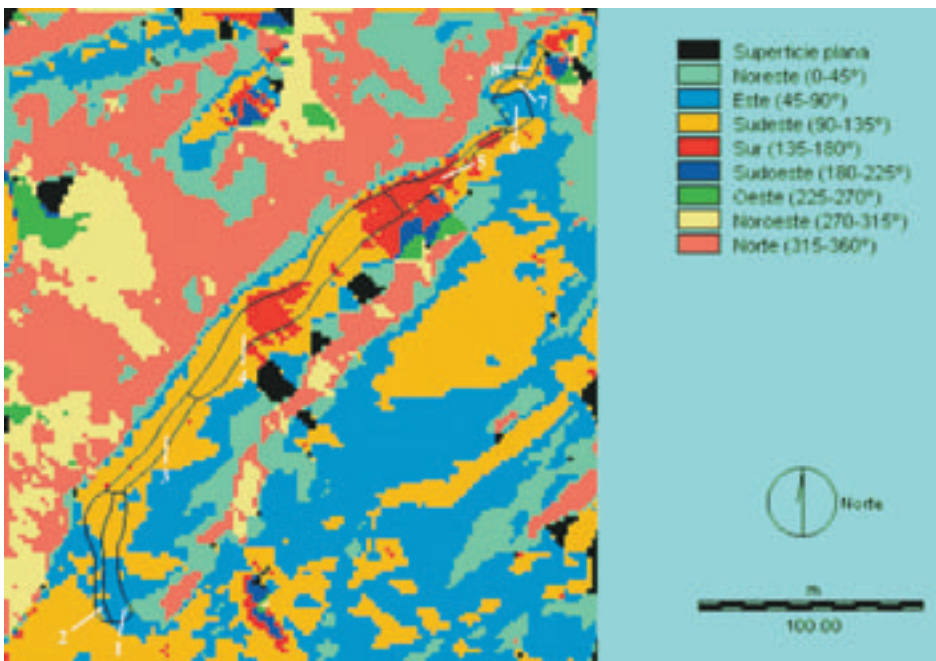


Figura 4. Mapa de orientación de los taludes (*aspect*).

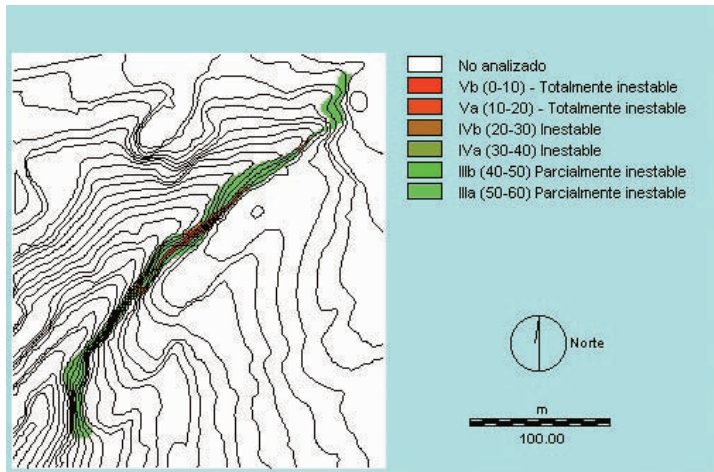


Figura 5. Mapa de calidad geomecánica y susceptibilidad según el SMR de la zona estudiada.

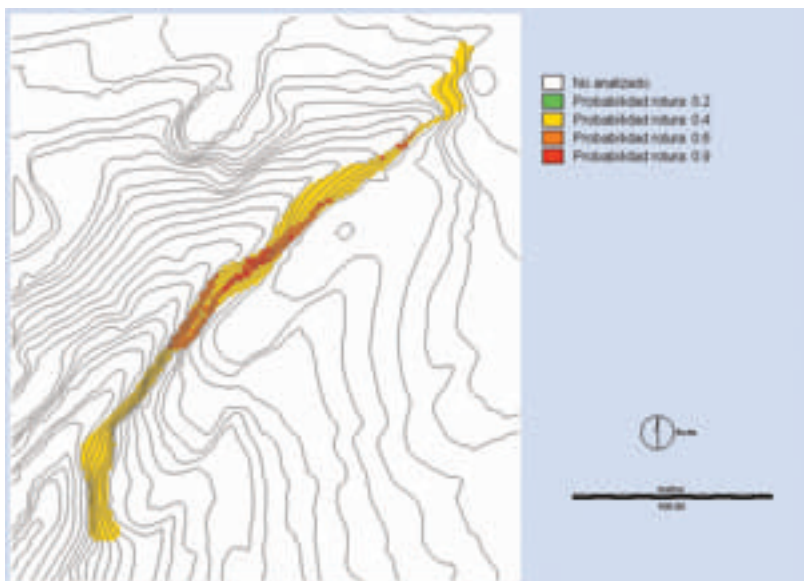


Figura 6. Mapa de probabilidad (peligrosidad) de rotura según el SMR.

F. Alonso Sarria et al.: Desarrollo de un sistema basado en software abierto para el análisis de la utilidad de los diques de retención de sedimentos en la cuenca del Río Quipar (Murcia).

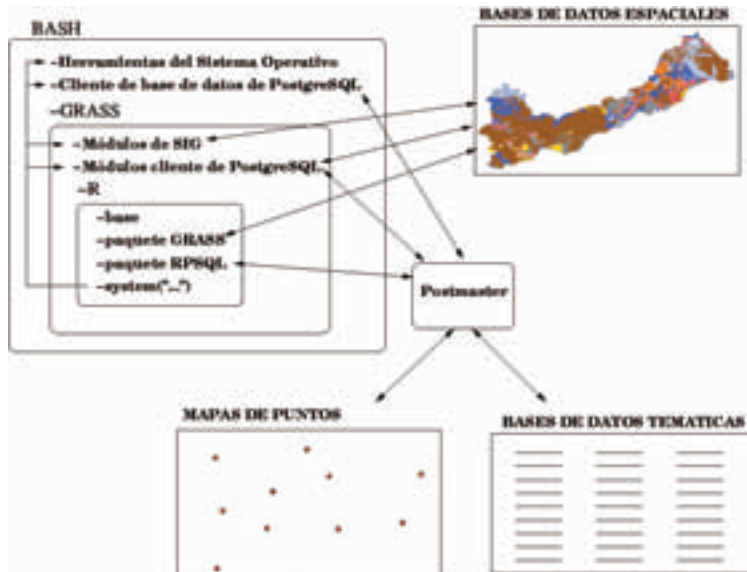


Figura 1. Esquema del sistema de información implementado.

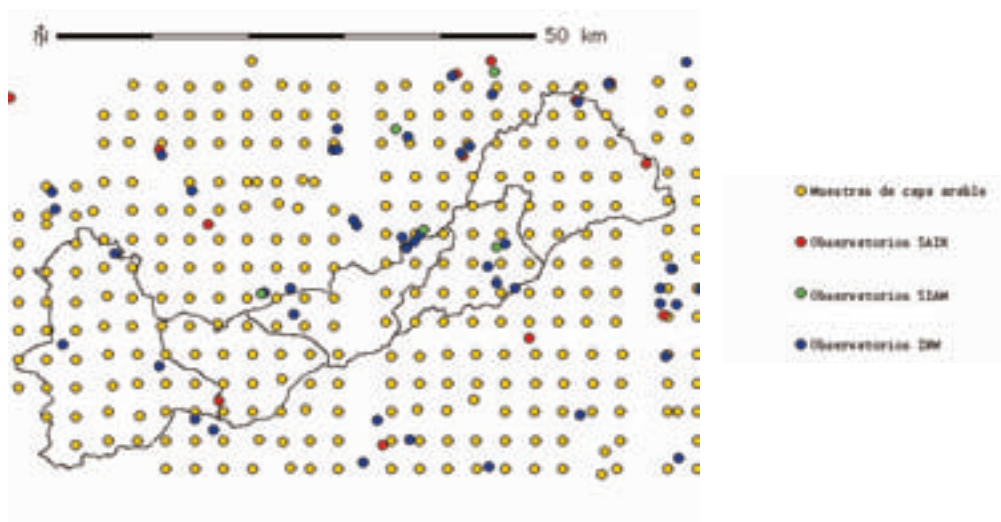


Figura 2. Localización de observatorios meteorológicos.

J. J. de Sanjosé Blasco et al.: Cuantificación geomática de la dinámica en estructuras geomorfológicas.



Figura 7. Vista general del glaciar del corral del Veleta y situación de los 14 puntos de control (2001).

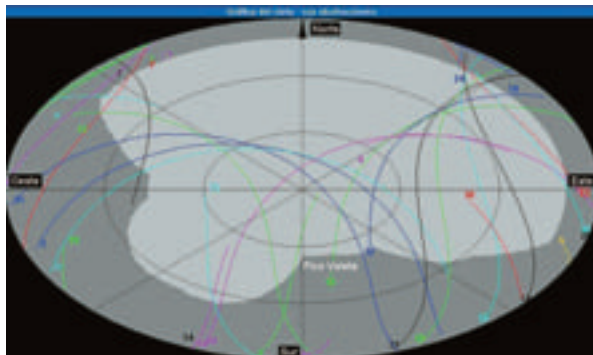


Figura 8. Trayectoria de los satélites sobre el horizonte. Significativa obstrucción del pico Veleta (Sur).

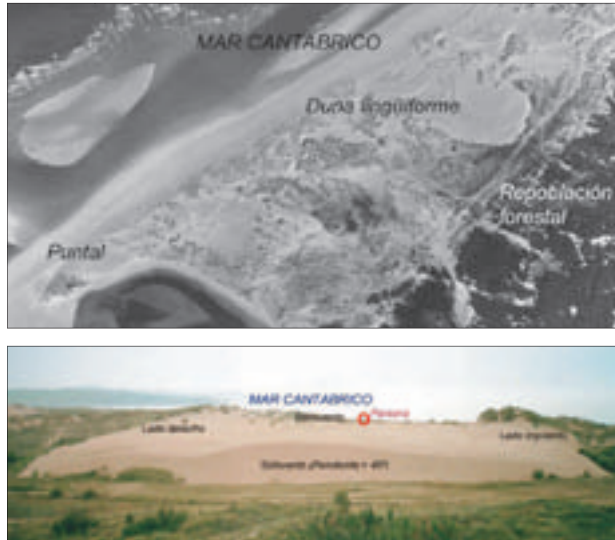


Figura 10. Sistema dunar de Liencres, vista aérea y frontal.



Figura 11. Configuración de las tres fotografías convergentes.

A. Crous i Bou et al.: Cálculos y técnicas SIG para la gestión del espacio costero. Determinación de zonas vulnerables en el Hemidelta Norte del Ebro a partir del cálculo del retroceso de la playa de La Marquesa.



Figura 1. Situación geográfica de la Playa de la Marquesa (Delta del Ebro)

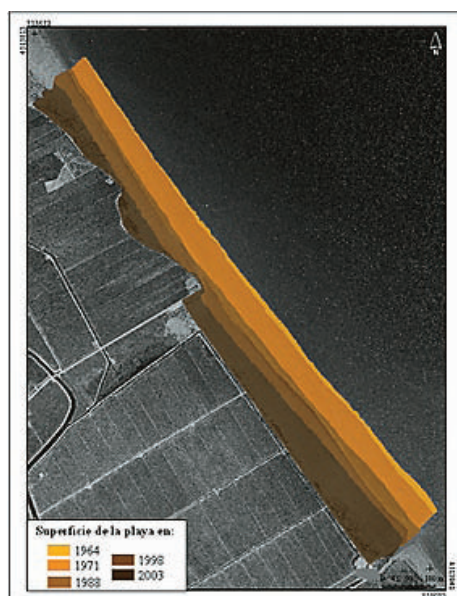


Figura 2. Evolución de la superficie de la playa de la Marquesa (1964 – 2003)

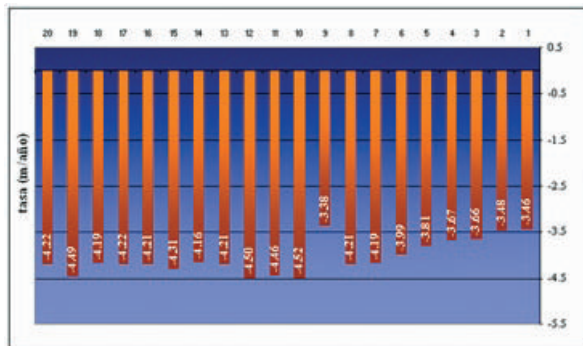


Figura 3. Tasa de erosión de la playa de la Marquesa

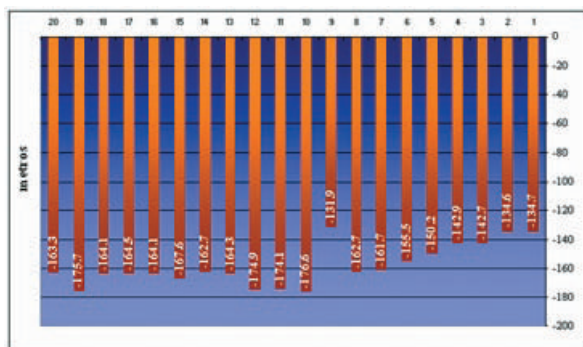


Figura 4. Erosión en valores absolutos de la Playa de la Marquesa en el período 1964 - 2003.

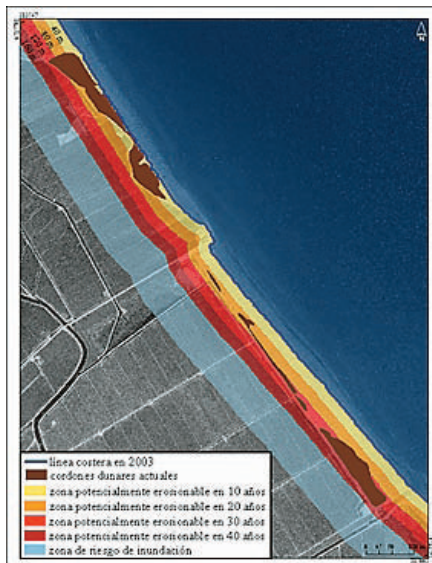


Figura 7. Representación del área de retroceso de costa y posibles zonas de desbordamiento para los próximos 40 años en la playa de la Marquesa.

Y. Abadín Pérez, et al.: Análisis de la evolución de las tasas de erosión de suelos mediante SIG. Aplicación a la cuenca del barranco de Guiniguada, Gran Canaria, Islas Canarias (1960-2002).

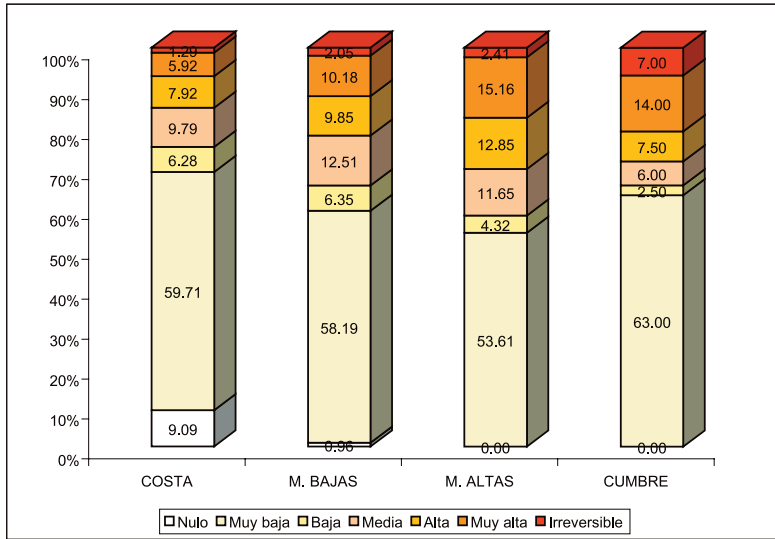


Figura 4. Porcentaje superficial de los grados de erosión por ambientes para 1960.

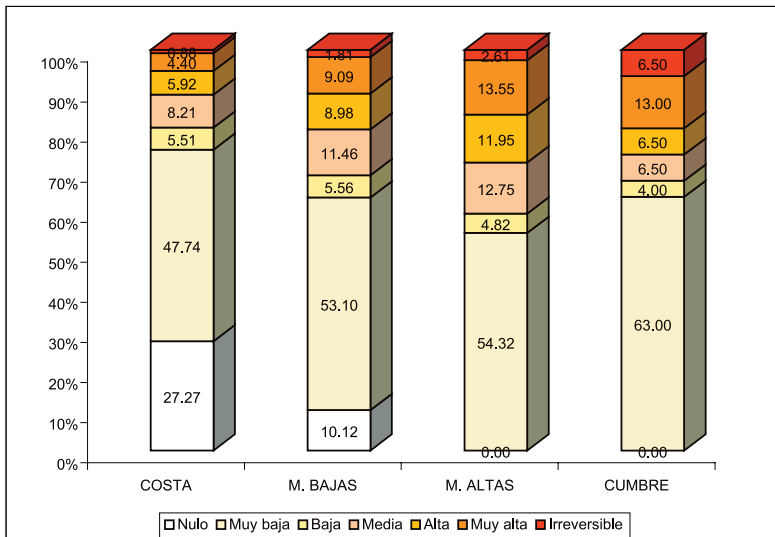


Figura 5. Porcentaje superficial de los grados de erosión por ambientes para 2002.

M.I. Ramos Galán et al.: Estudio de los efectos de la erosión en zonas de olivar en pendiente a partir de herramientas SIG.



Figura 3. Determinación de coordenadas de un olivo con GPS.

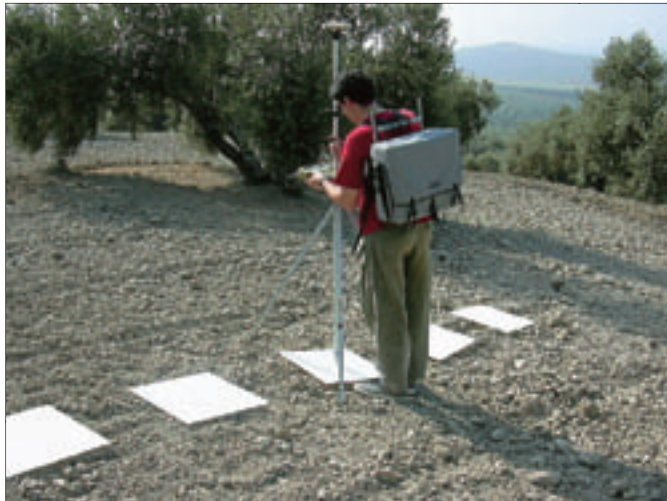


Figura 4. Toma de datos para determinación del modelo digital del terreno.

Ll. Solé Sugrañes et al.: Obtención de información cuantitativa sobre composición mineral del suelo a partir de datos de sensores remotos.

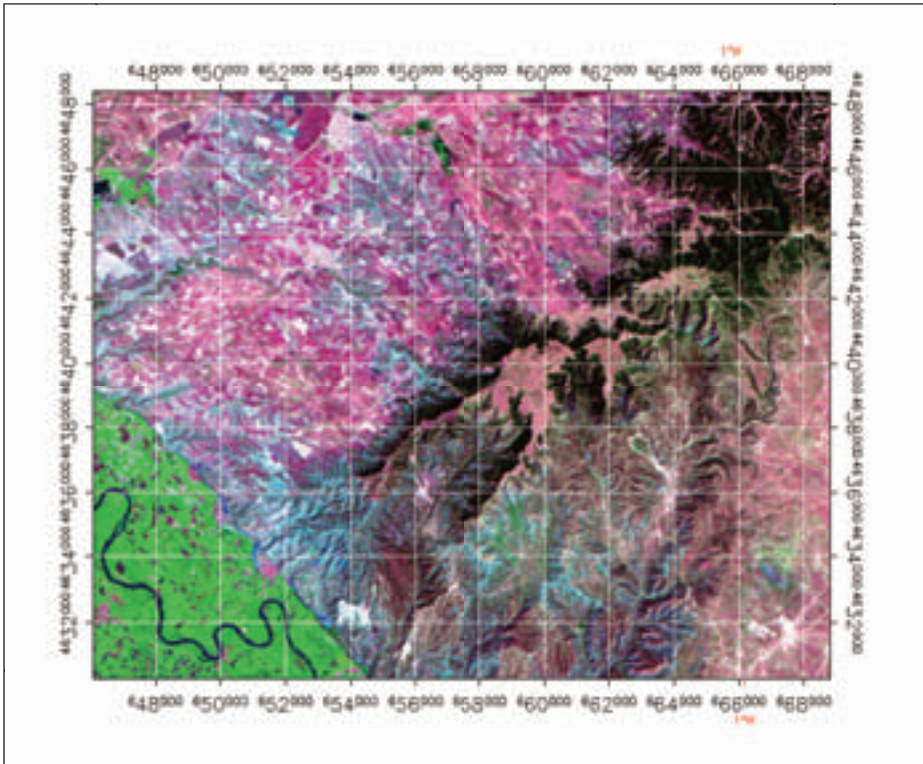


Figura 1. Composición R-G-B (TM7-TM4-TM3) de la imagen Landsat correspondiente al área de estudio del sector de Tauste. Malla UTM de 2 Km.

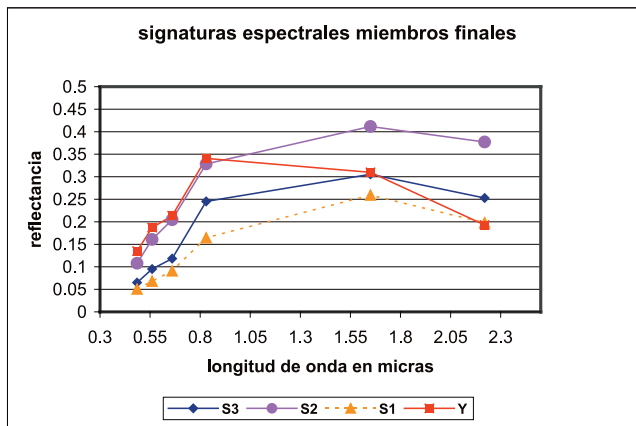


Figura 2. Signaturas espectrales medias de los cuatro miembros finales seleccionados.

M.P. Errea: Factores que controlan la humedad del suelo en una cuenca de campos abandonados del Pirineo Central.

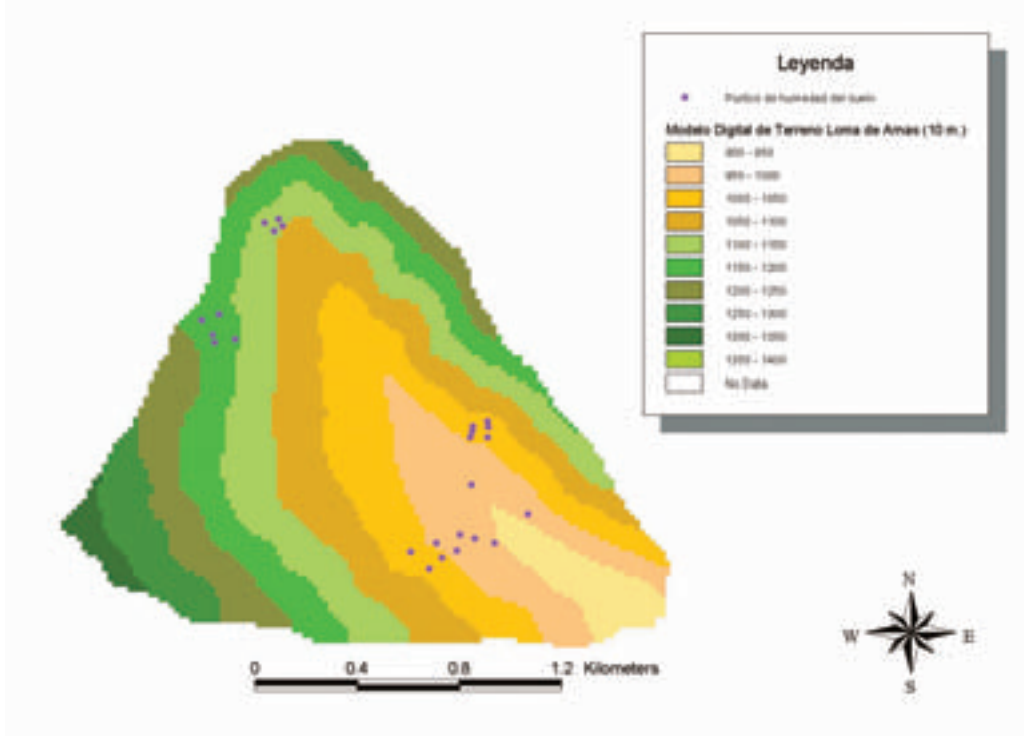


Figura 2. Distribución de los puntos de humedad del suelo y mapa hipsométrico de Loma de Arnás.

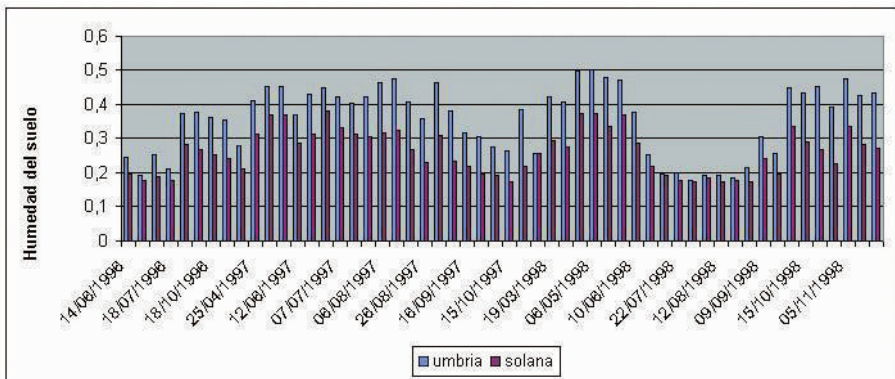


Figura 4. Evolución del contenido de humedad del suelo para los puntos localizados en la ladera solana y umbría durante el muestreo (1996-1998).

A. Ceballos Barbancho *et al.*: Estimación de la humedad del suelo a partir de la señal de radar (*ERS-Scatterometer*): experiencia, resultados y aplicaciones en la Cuenca del Duero (España).

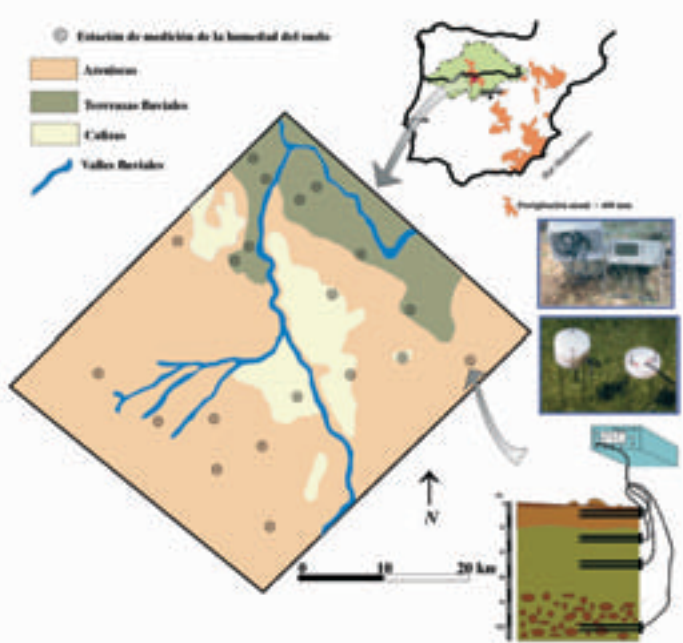


Figura 1. Diseño experimental de REMEDHUS: Mapa de localización del área de estudio, distribución espacial de las estaciones de medición de la humedad del suelo utilizadas en este trabajo y de las principales unidades de paisaje y disposición de las sondas TDR en el perfil edáfico. La fotografía superior muestra un detalle del ecómetro y la fotografía inferior el diseño de la sonda TDR utilizada.

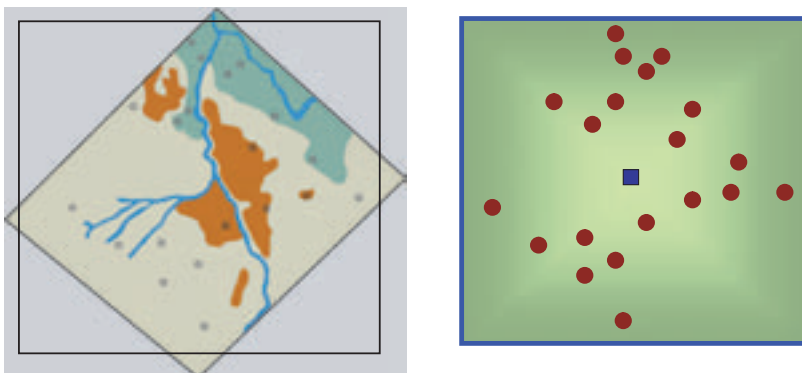


Figura 3. Distribución de las estaciones de REMEDHUS dentro de un píxel del ERS-Scatterometer. Mientras el satélite utiliza la señal reflejada por un píxel con una superficie de 2500 km², cuyo punto central corresponde al cuadrado azul, el valor medio de las 20 estaciones de REMEDHUS (puntos rojos) refleja el efecto de los factores locales (topografía, características edáficas, usos del suelo, etc.) sobre el valor de humedad medido en cada intervalo.

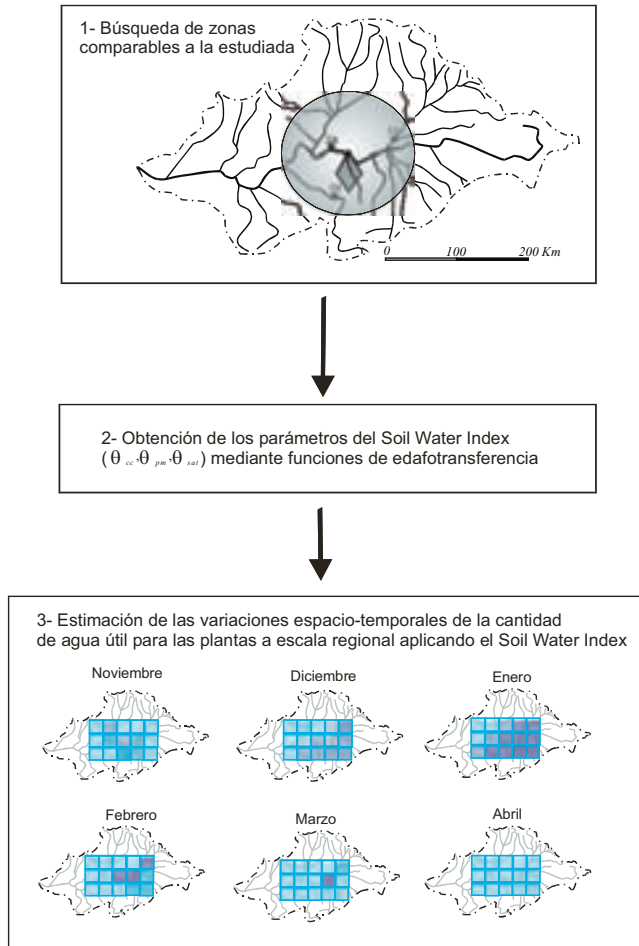


Figura 5. Aplicación del SWI para la estimación de la cantidad de agua útil para las plantas a partir de los resultados expuestos en el presente trabajo.

M. Chica-Olmo et al.: Aplicación del Krigeaje de indicatrices al análisis de cambios en la calidad del agua subterránea.

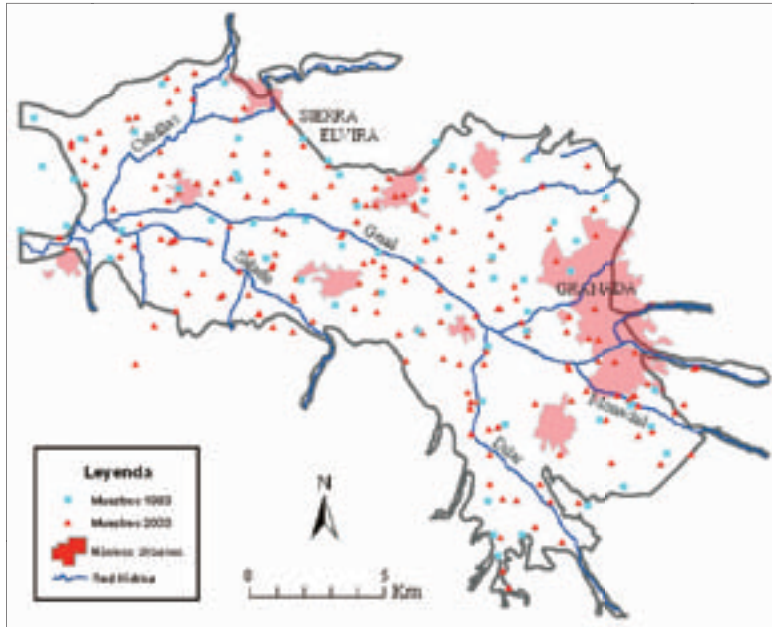


Figura 1. Distribución de los puntos de muestreo.

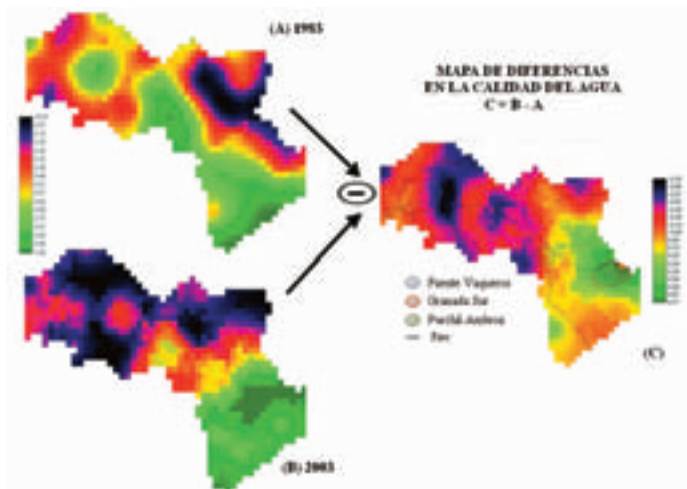


Figura 4. Análisis de cambios espacio-temporales de la calidad del agua subterránea.

M. Aguilar Alba et al.: Espacialización de variables climáticas para la obtención de índices de aridez en el marco del Proyecto DESERTNET. Aplicación a Andalucía Oriental.

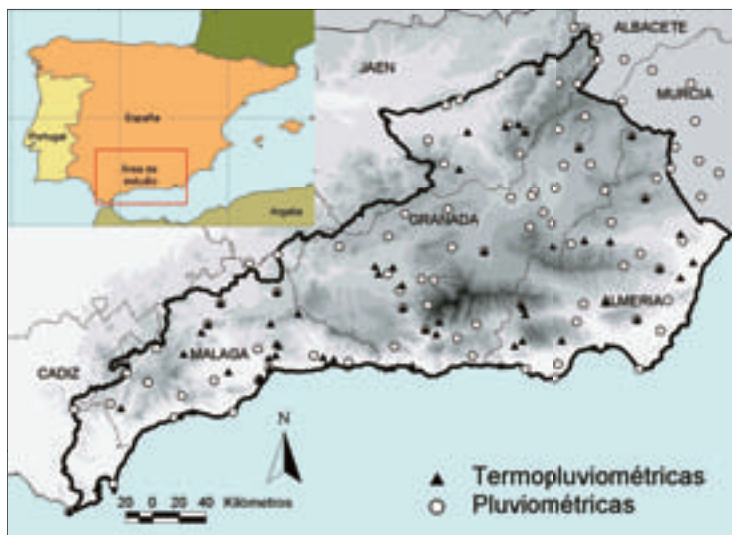


Figura 1. Estaciones meteorológicas utilizadas.

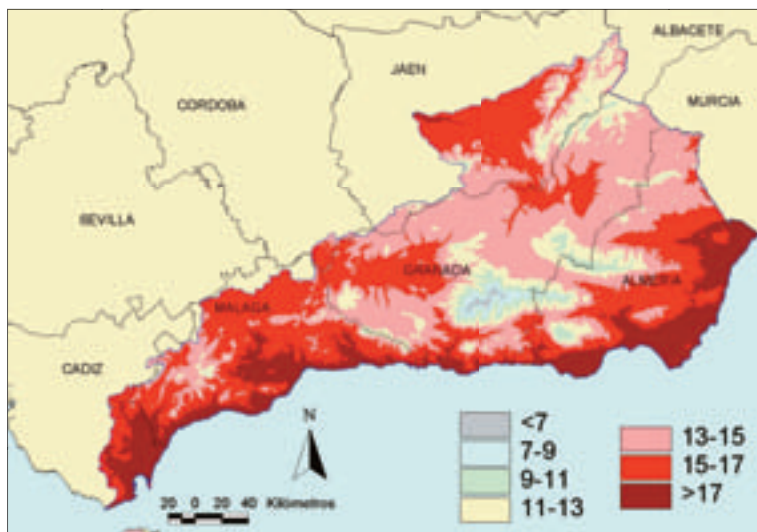


Figura 2: Espacialización de la temperatura media anual mediante el modelo de regresión para toda Andalucía Oriental.

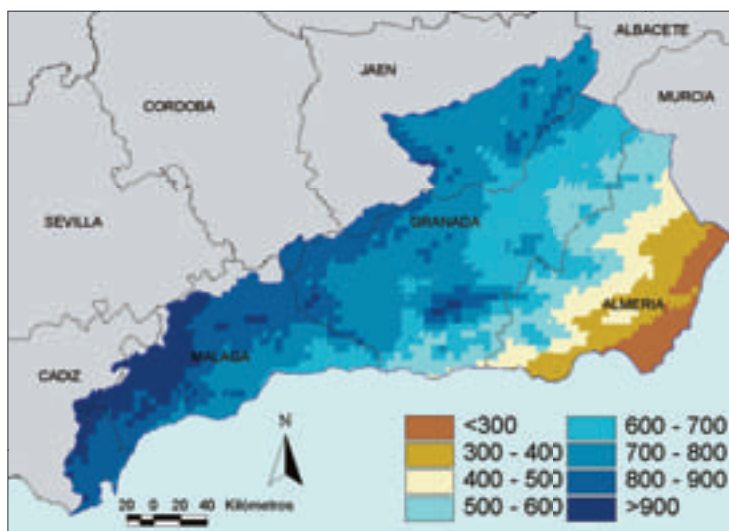


Figura 3: Espacialización de la precipitación media anual mediante el modelo de regresión para toda Andalucía Oriental.

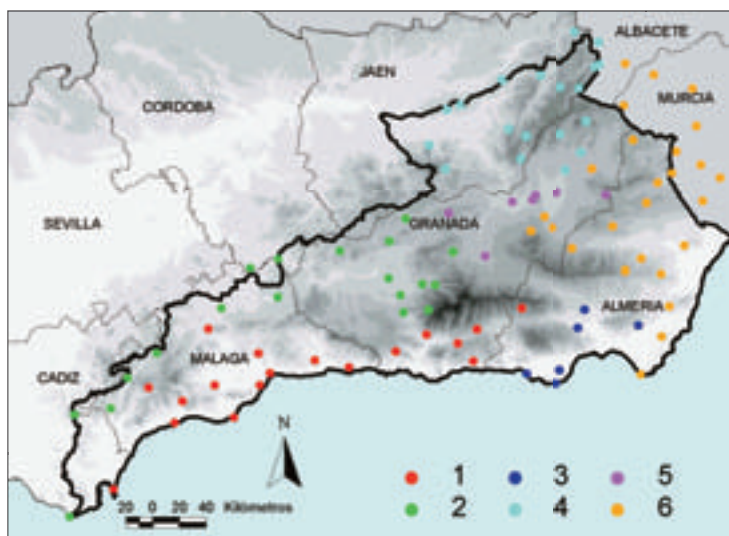


Figura 4: Agrupación de los observatorios en zonas pluviométricas homogéneas.

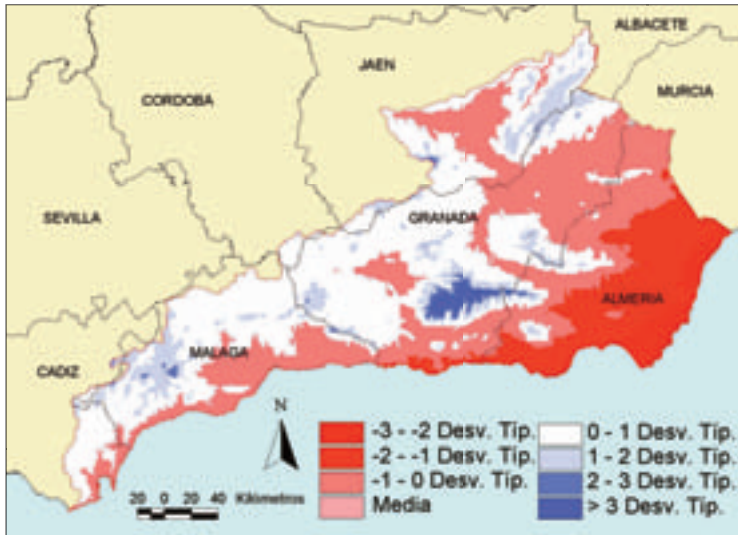


Figura 5: Índice de Lang para toda Andalucía Oriental, clasificado en intervalos de desviación típica (15,67) a partir de la media (47,067).

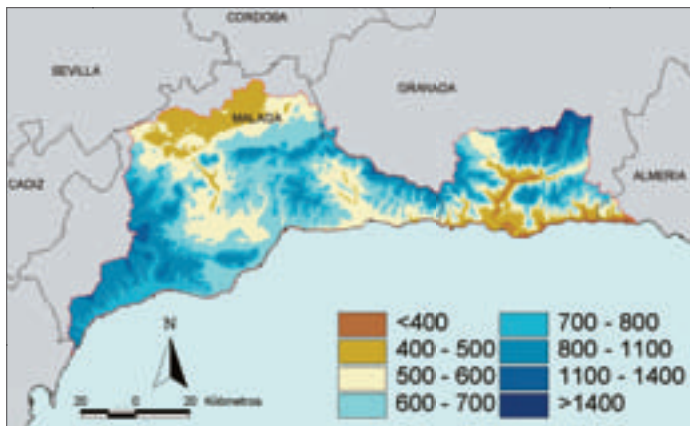


Figura 6: Espacialización de la precipitación media anual mediante el modelo de regresión para toda Andalucía oriental.

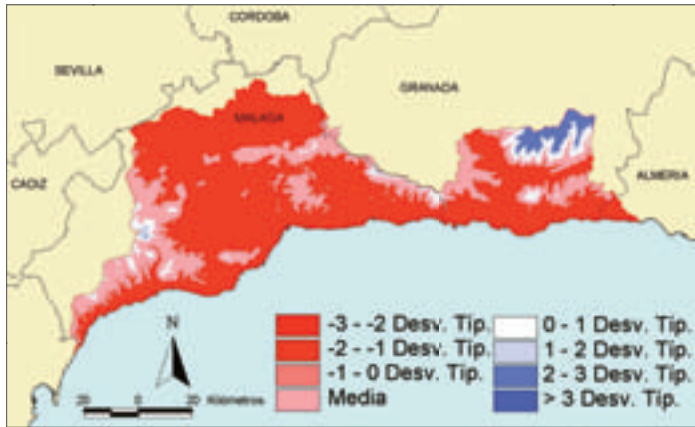


Figura 7: Índice de Lang para la costa de Málaga y Granada, clasificado en intervalos de desviación típica (26,75) a partir de la media (47,34).

A. Lobo et al.: Modelos de equilibrio clima-vegetación aplicados a la Península Ibérica.

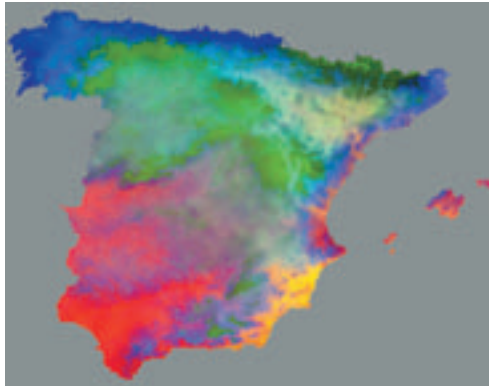


Figura 1. Transformación discriminante.

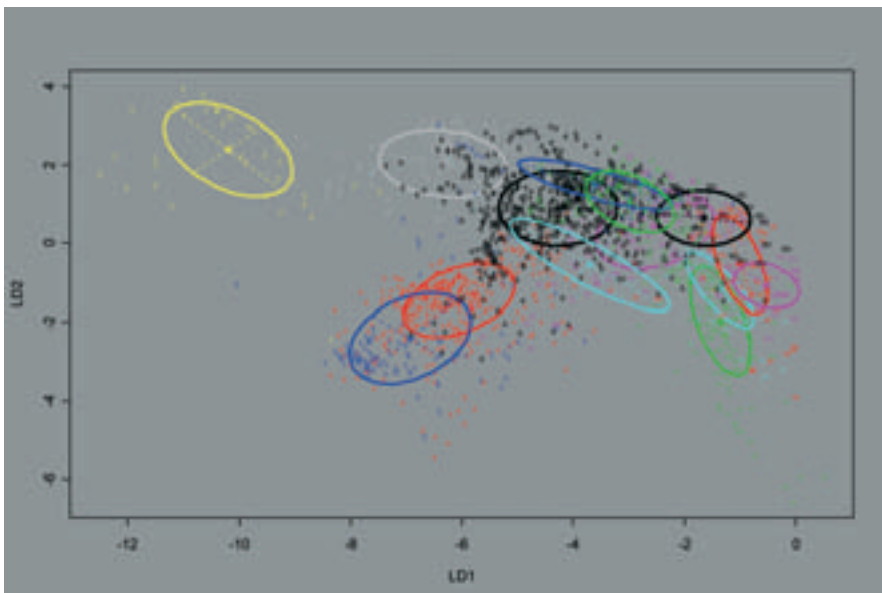


Figura 2. Distribución de los puntos de entrenamiento.



Figura 3. Clasificación bioclimática de la vegetación.

S. Hernández Navarro et al.: Metodología para la definición de la distribución potencial de las especies vegetales en Castilla y León. Aplicación para *Quercus pyrenaica* y *Fagus sylvatica*.



Figura 1. Pendiente.



Figura 2. Insolación de primavera.

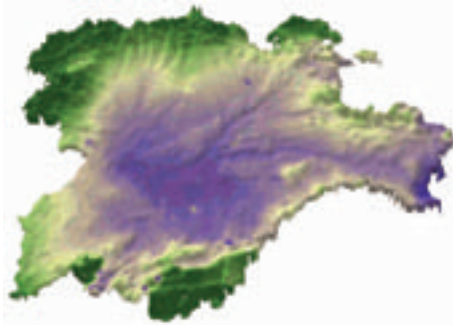


Figura 3. Precipitaciones del cuarto trimestre.

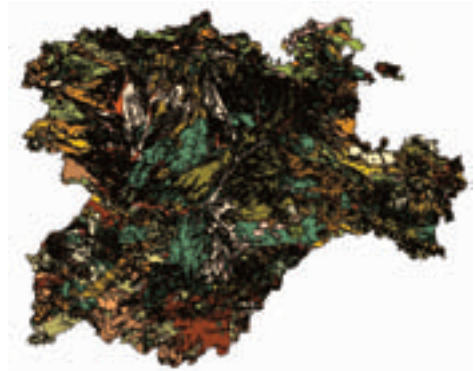


Figura 4. Mapa litológico.

J. García et al.: Aplicación de un sistema de evaluación multicriterio a la conservación de fauna silvestre mediante un SIG.

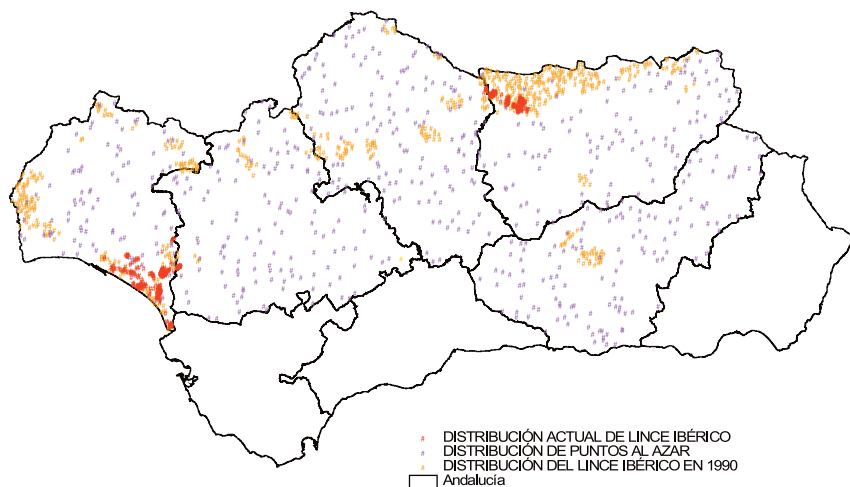


Figura 1. Localizaciones de lince ibérico y localizaciones generadas al azar.

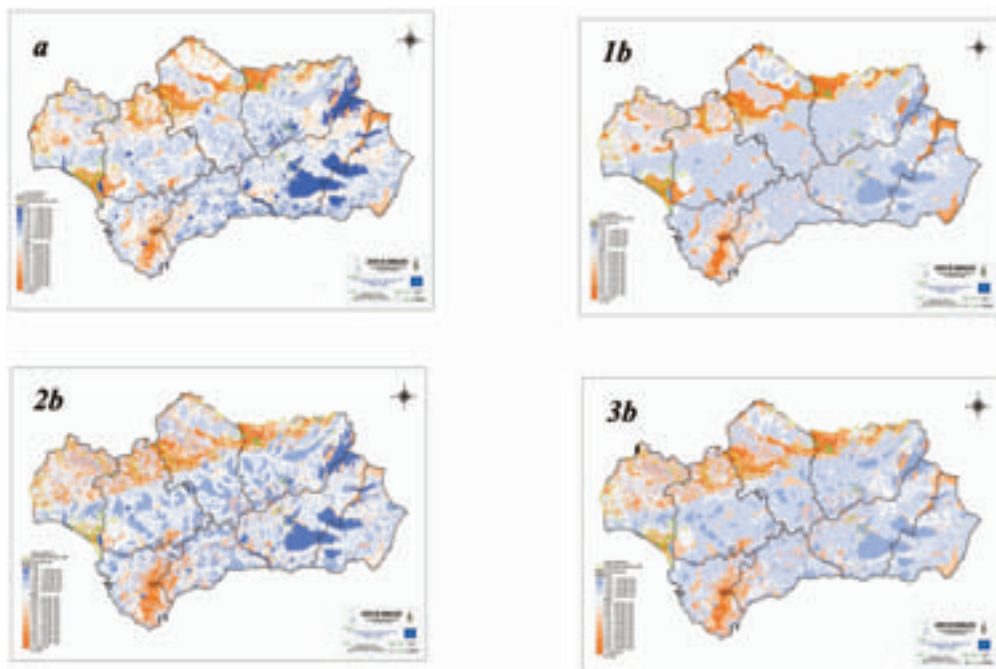


Figura 2. Modelos de Aptitud - Impacto.

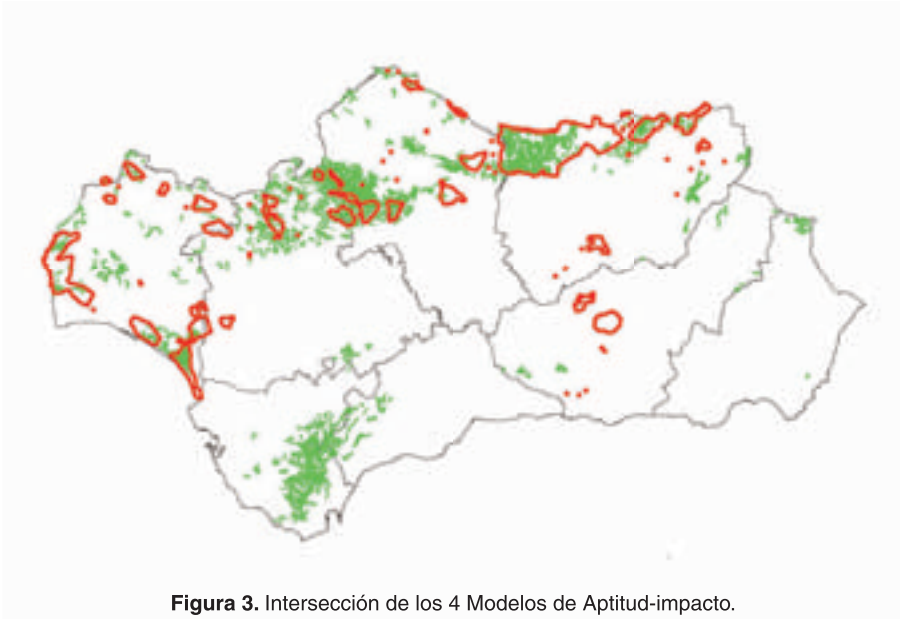


Figura 3. Intersección de los 4 Modelos de Aptitud-impacto.

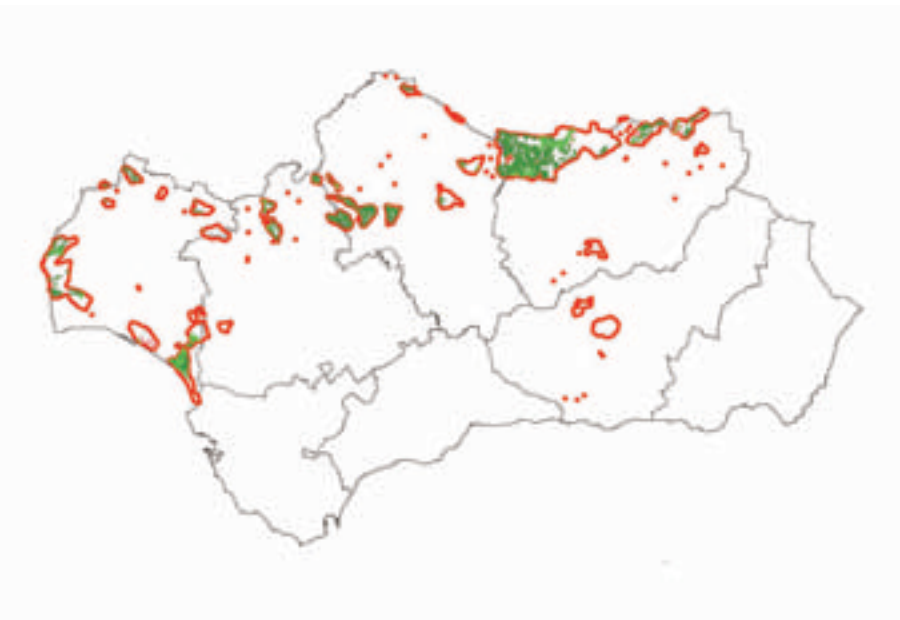


Figura 4. Restricción de la intersección booleana al área de distribución de 1990.

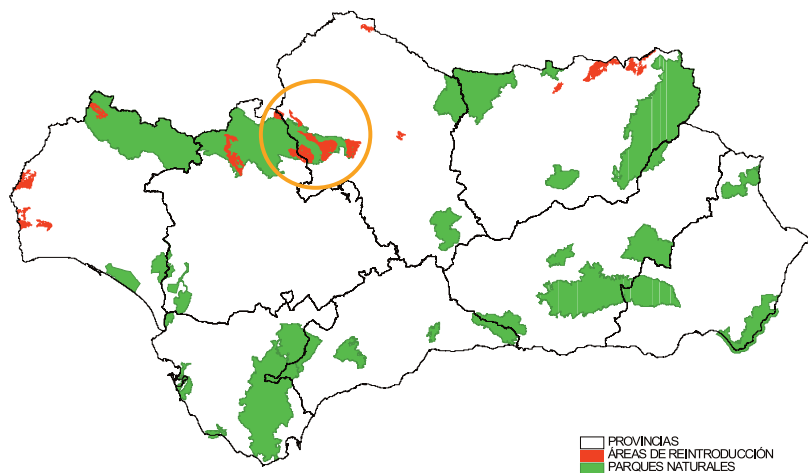


Figura 5. Selección de áreas y Parques Naturales de Andalucía.

M.T. Camacho Olmedo et al.: Ensayo de modelización retrospectiva del paisaje utilizando las técnicas de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo.

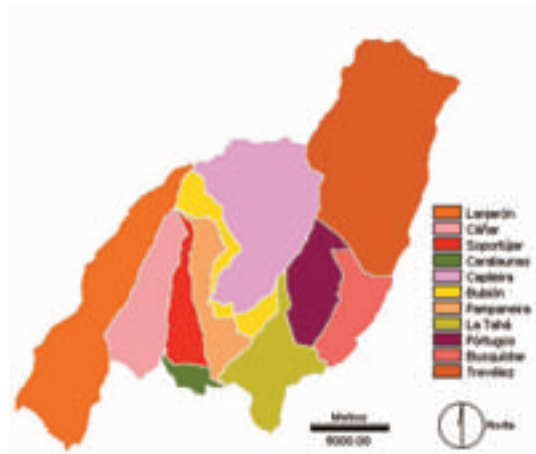


Figura 1. Límites municipales. Alta Alpujarra granadina.

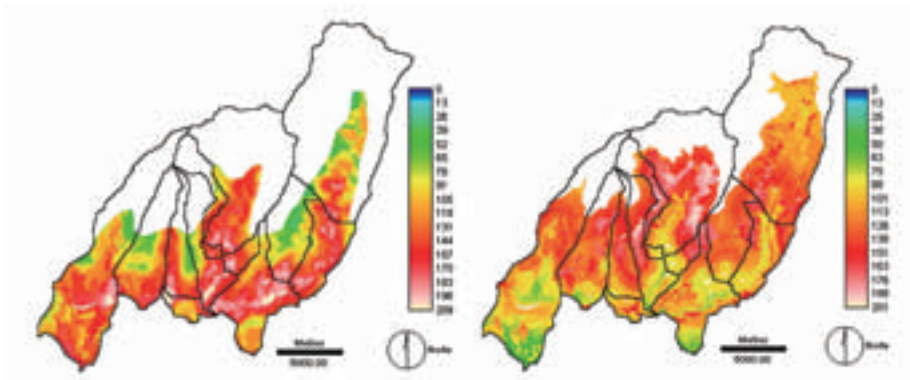


Figura 2. EMC. Mapa de potencialidad de los cultivos de regadío (izquierda) y de secano (derecha)
 (Colores cálidos: máxima potencialidad; colores fríos: mínima potencialidad)
 (En blanco: zonas excluidas)



Figura 3. Modelización en 1572



Figura 4. Modelización en 1752

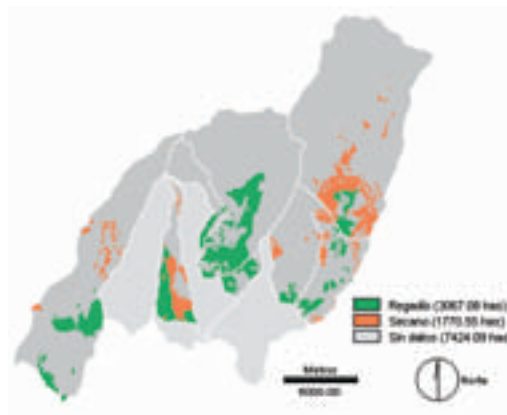


Figura 5. Modelización en 1855/61

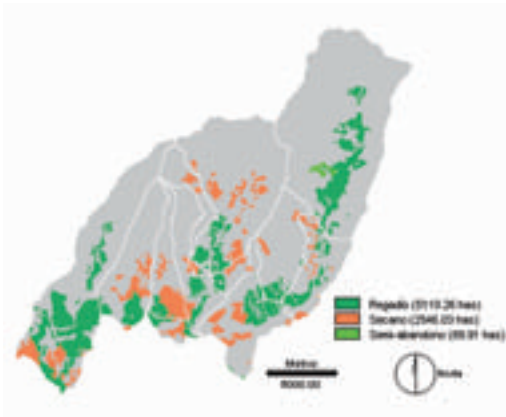


Figura 6. Usos del suelo en 1957

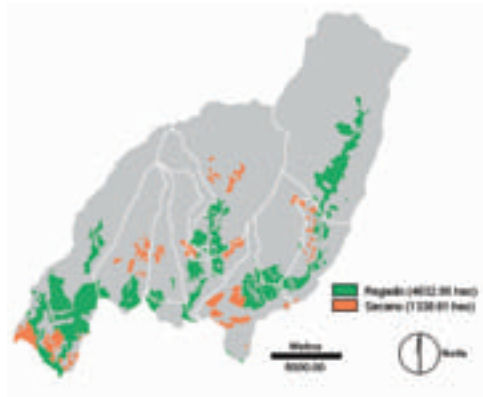


Figura 7. Usos del suelo en 1974



Figura 8. Usos del suelo en 1987



Figura 9. Usos del suelo en 2001

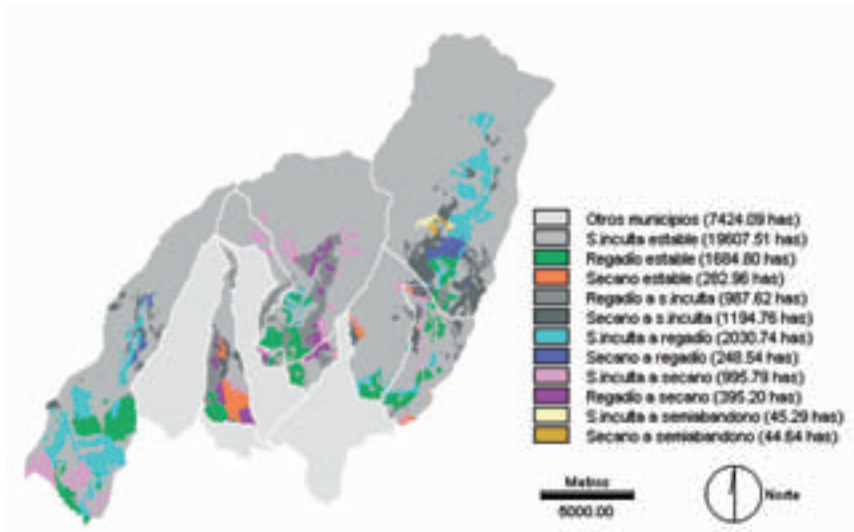


Figura 10. Superposición entre la modelización de 1855/61 y la cartografía de los usos del suelo de 1957.

C. Martí Llambrich et al.: Metodología de análisis de la transformación del paisaje de la Costa Brava: Evolución, diagnóstico y prognosis.



Figura 1. Cronosecuencia (1957-1980-2003) de la transformación de los municipios costeros de la Costa Brava a partir de la clasificación jerárquica de primer nivel.

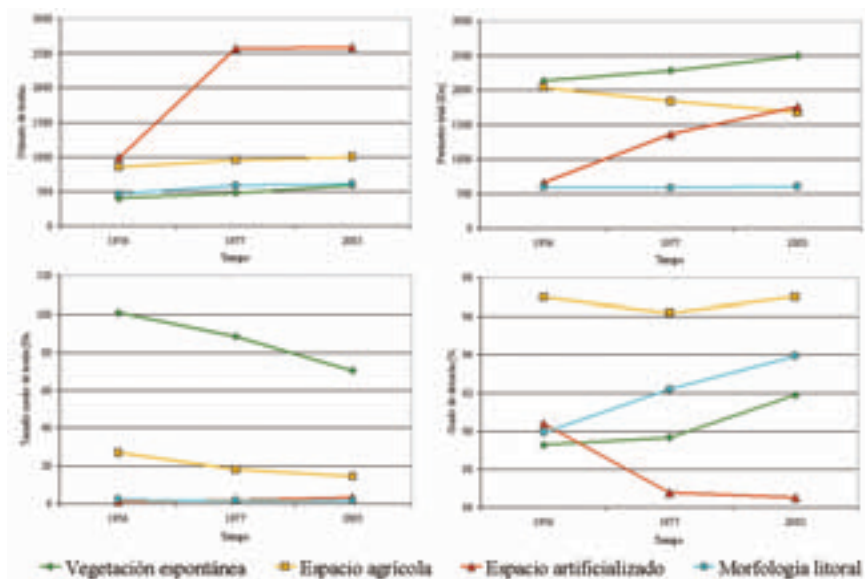


Figura 2. Evolución de los índices más representativos de la estructura del paisaje de la Costa Brava.

R. Romero Calcerrada et al.: Nuevas técnicas para el estudio de los cambios en la ocupación del territorio: Aplicación en la ZEPA Encinares de los ríos Alberche y Cofio (Comunidad de Madrid).

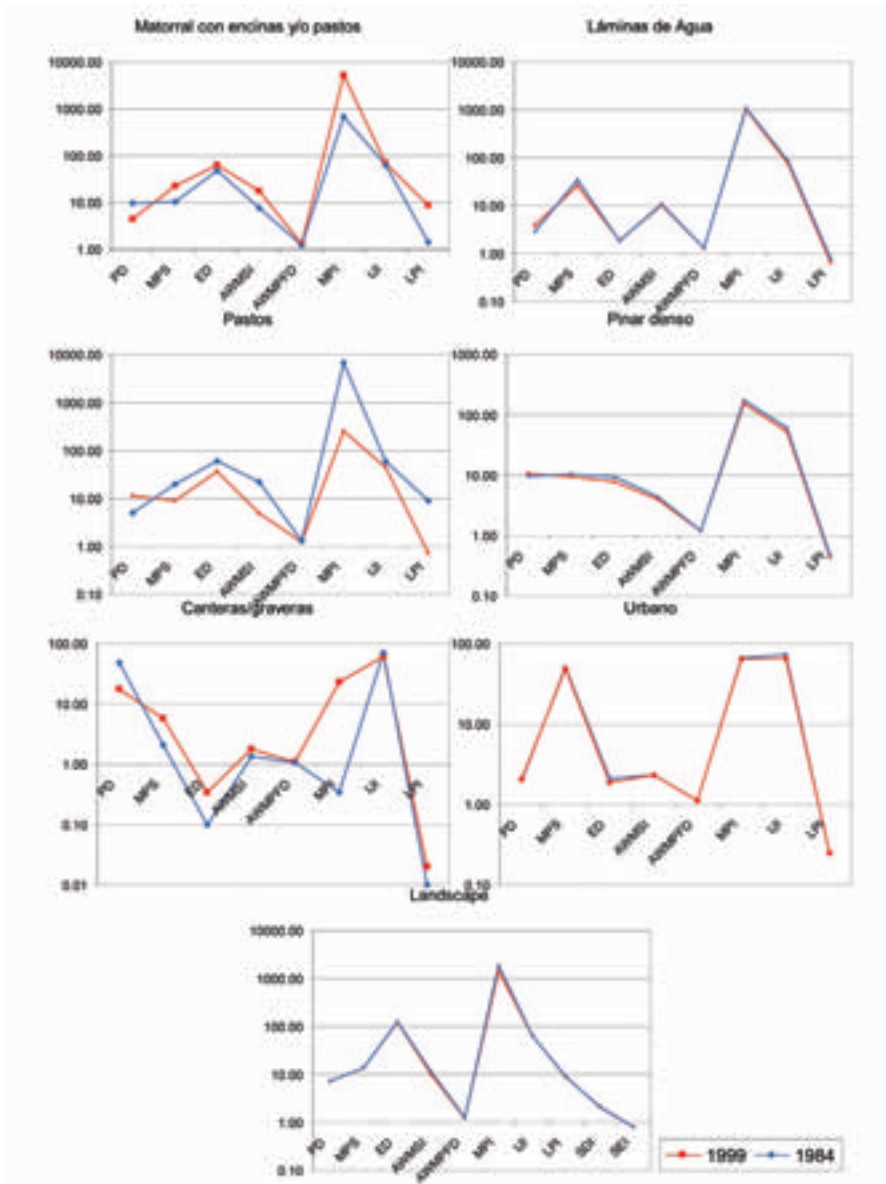
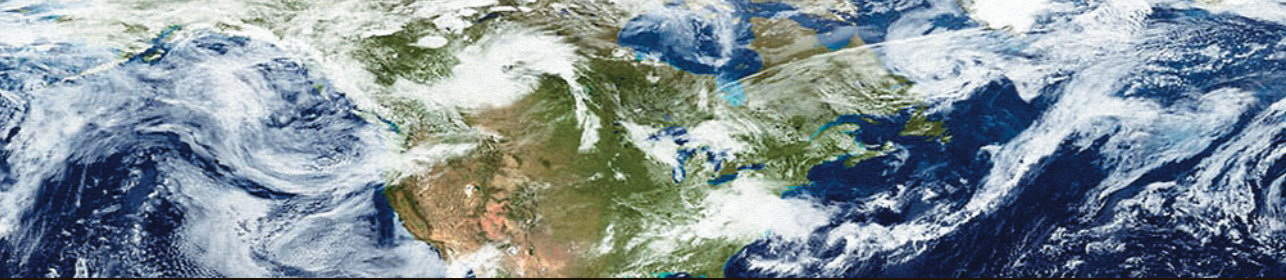


Figura 1. Ejemplos de Curvas Tipo de Ocupaciones Dinámicas y Estables
 Abreviaturas: PD: Patch Density; MPS: Mean Patch Size; ED Edge Density; AWMSI: Area Weighted Mean Shape Index; AWMPFD: Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension; MPI: Mean Proximity Index; IJI: Interspersion Juxtaposition Index; LPI: Largest Patch Index; SDI: Shannon's Diversity Index; SEI: Shannon's Evenness Index.



Editores

C. Conesa García

J. B. Martínez Guevara

Métodos Cuantitativos y Técnicas de Información Geográfica

Los métodos cuantitativos son frecuentemente utilizados en los estudios del Territorio y del Medio Ambiente. Permiten simular y predecir determinados procesos que operan en la naturaleza. Ayudan a conocer mejor el funcionamiento de sistemas biofísicos y socioeconómicos complejos en los que intervienen multitud de factores. Pero lo más significativo y, sin duda, esperanzador hoy día para la revitalización de este tipo de métodos, dentro del ámbito de la Geografía y quizá de todas las Ciencias Ambientales, sea la contribución de las nuevas tecnologías de información geográfica al análisis y modelización espacial.



Región de Murcia
Consejería de Medio Ambiente y
Ordenación del Territorio
Dirección General de
Ordenación del Territorio y Costas



Región de Murcia
Consejería de Presidencia
Dirección General de Protección Civil



Región de Murcia
Consejería de Medio Ambiente y
Ordenación del Territorio
Dirección General del Medio Natural



Región de Murcia
Consejería de Economía, Industria e
Innovación
Dirección General de Ciencia, Tecnología y
Sociedad de la Información



**UNIVERSIDAD
DE MURCIA**
SERVICIO DE PUBLICACIONES

ISBN 84-8371-484-1



9 788483 171484 3