



EDAFOLOGIA

The screenshot shows a web browser window titled "SEIS.net". The address bar contains the URL "http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm". The browser's toolbar includes icons for "Regresar", "Reenviar", "Recargar", "Inicio", "Buscar", "Guía", "Imágenes", "Imprimir", and "Seguridad".

The website content is displayed on a light yellow background. At the top left, the "SEIS.net" logo is shown. Below it is a navigation menu with the following categories:

- Contenido:**
 - PRINCIPAL
 - Nivel de información #1
 - Nivel de información #2
 - Nivel de información #3
 - CARTOGRAFIA
 - Administrativa
 - Topografía
 - Pendientes
 - Geología
 - Suelos
 - Uso actual
 - HERRAMIENTAS
 - Sistema MicroLEIS
 - EXPLICACION
 - Folleto
 - Resumen
 - Prensa

The main content area features the "SEIS.net" logo in red, followed by the text "SISTEMA ESPAÑOL DE INFORMACION DE SUELOS" and "sobre Internet". Below this, there are logos and names of the contributing organizations:

- Ministerio de Medio Ambiente** (with sub-label **DGCEA**)
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas** (with sub-labels **IRNAS** and **CIDE**)
- Comisión Europea** (with sub-label **DGXII**)
- ONU Agricultura y Alimentación** (with sub-label **AGLL**)

At the bottom of the browser window, a status bar shows the text "Pasar a los 3 niveles de información de SEIS.net" and several system icons.

**REVISTA DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE
LA CIENCIA DEL SUELO**

Vol. 8

Periodicidad Cuatrimestral

Dep. Legal: C-748/2000

ISSN 1135-6863

EDAFOLOGÍA



Publicada por la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo

Impreso en: Grafisant, S.L. - Santiago de Compostela

EDAFOLOGÍA

Revista de la Sociedad Española de Ciencia del Suelo
Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología
Universidad de Santiago de Compostela

Director: Felipe Macías Vázquez
Secretaria: M. Carmen Monterroso Martínez

Comité de Redacción

Gonzalo Almendros Martín. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid
María Arias Delgado. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Antonio Bello Pérez. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Rosa Calvo de Anta. Universidad de Santiago de Compostela.
Tarsy Carballas Fernández. CSIC. Santiago de Compostela.
Norma E. Cruz Calderón. Universidad Nacional Autónoma de Méjico.
Francisco Díaz-Fierros Viqueira. Universidad de Santiago
José A. Díaz López. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Carlos Dorronsoro Fernández. Universidad de Granada.
Rafael Espejo Serrano. Universidad Politécnica de Madrid.
M^a Teresa Felipó Oriol. Universidad de Barcelona.
Cármén Fernández Bermejo. Univ. Politécnica de Madrid.
José M^a Gascó Montes. Univ. Politécnica de Madrid.
Pedro González Fernández. Centro de Invest. y Desarr. Agrario. Córdoba.
Juana González Parra. Univ. Complutense de Madrid.
José M. Hernández Moreno. Universidad de la Laguna.
M^a Isabel Hernando Massanet. Univ. Complutense de Madrid.
Florencio Ingelmo Sánchez. Instituto Valenciano de Invest. Agrarias. Valencia.
Jaime Iñiguez Herrero. Universidad de Navarra.
Raimundo Jiménez Ballesta. Universidad Autónoma de Madrid.
Felipe Macías Vázquez. Universidad de Santiago.
José M. Murillo Carpio. Instituto de Recursos Naturales. Sevilla.
Alfonso G. Navas Sánchez. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Roque Ortiz Silla. Universidad de Murcia.
Jesús Pastor Piñeiro. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Jaime Porta Casanellas. Universidad de Lérida.
Diego de la Rosa Acosta. CSIC. Sevilla.
Juan Sánchez Díaz. Univ. de Valencia.
Juan Carlos Simón Benito. Univ. de Alcalá de Henares.
José Torrent Castellet. Univ. de Córdoba.
Arfred Zinck. International Institute for Aerospace Survey. Wageningen.
George Stoops. Geologisch Institute. Ghent. Belgium.
Peter Burman. Dept of Soil Science and Geology. Wageningen.
Pablo Vidal Torrado. Dpto. de Solos. Escola Superior Agricultura. Piracicaba. Brazil

INDICE

	Pag.
A. RUBIO, R. ELENA, O. SÁNCHEZ, A. BLANCO, V. GÓMEZ y D. GRAÑA. Hábitat edáfico de los castaños de Galicia (España)	1
J.R. OLARIETA, J. MOLINS, R. RODRÍGUEZ, R. BLANCO y M. ANTÚNEZ. Aproximación a los requerimientos del territorio para el crecimiento de pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i>) en la sierra de Odén	13
C. MARTÍ, D. BADÍA y M.A. BUESA. Determinación de la estabilidad estructural de suelos del Altoaragón por tamizado en húmedo y lluvia simulada	21
M. CAMPS ARBESTAIN. La problemática del selenio en suelos contaminados del Estado de California (EEUU)	31
D. DE LA ROSA, F. MAYOL, M. FERNÁNDEZ, D. MORENO, J. RUÍZ, J.A. MORENO, A. ROSALES, V. CASTILLO, F. MORENO, F. CABRERA, I. GIRÓN, R. CORDÓN, E. DÍAZ-PEREIRA, J. SÁNCHEZ, J.C. COLOMER, C. AÑÓ ² , L. RECATALÁ, J. ANTOINE, S. MASUI, R. BRINKMAN, R. HORN, N. PRANGE. SEIS.net: Sistema Español de Información de Suelos en Internet	45
J.M. GISBERT BLANQUER, S. IBÁÑEZ ASENSIO, G. ANDRÉS AZNAR, A. MARQUÉS MATEU. Estudio comparativo de diferentes métodos de cálculo del factor LS para la estimación de pérdidas de suelo por erosión	57
X. PONTEVEDRA-POMBAL, A. MARTÍNEZ-CORTIZAS, E. GARCÍA-RODEJA, P. BUURMAN, B. VAN LAGEN, Composición y transformación de la materia orgánica en un histosol de la Serra do Xistral (norte de Galicia) mediante CPMAS ¹³ C-NMR.	67
Instrucciones a los autores	81

HABITAT EDÁFICO DE LOS CASTAÑARES DE GALICIA (ESPAÑA)

A. RUBIO¹, R. ELENA¹, O. SÁNCHEZ², A. BLANCO¹, V. GÓMEZ¹ y D. GRAÑA¹

¹ Dept. Silvopascicultura. Universidad Politécnica de Madrid. E-28040. Madrid. Spain.
E-mail: arubio@montes.upm.es

² INIA-CIFOR. Ctra. La Coruña, km 7. Apdo. 8111. E-28040. Madrid. Spain.

Abstract. In this paper we have carried out the edafic characterization of the biotopes where the *Castanea sativa* Miller stands are located in Galicia. From the data of 22 sample sites we have established the optimum and marginal parametric values which define the soils on which this species can be found in Galicia. It has been proved that the main Galician chestnut stands are located on soils built from metamorphic rocks, mostly showing sandy-loam textures. Likewise, those soils have been classified according to FAO and proved to be mainly Cambisols. There stands out that, although these soils have a scarce or moderate soil water holding capacity, their physiological drought is considerably reduced. It is also remarkable that these soils show basically moder humus form.

Key words: *Castanea sativa*, Galicia, pedology, biotopes, marginal and optimum habitats

Resumen. En este trabajo se realiza la caracterización edáfica de los biotopos donde se asientan las formaciones de *Castanea sativa* Miller en Galicia. A partir de los datos obtenidos tras la prospección de 22 parcelas de muestreo, complementados con la elaboración de diferentes índices edáficos se han establecido los valores paramétricos óptimos y marginales que definen los suelos sobre los que se asienta esta especie en Galicia. Se ha comprobado que la mayoría de los castañares gallegos se hallan sobre suelos formados a partir de rocas metamórficas, mostrando mayoritariamente texturas franco-arenosas. Así mismo, se han clasificado dichos suelos de acuerdo con la FAO y se ha comprobado que la mayoría son Cambisoles. Destaca que, aunque la capacidad de retención de agua de estos suelos es escasa o moderada, la sequía fisiológica está muy reducida. También es reseñable el hecho de que estos suelos presenten unos humus fundamentalmente pertenecientes al tipo mull oligotrófico.

Palabras clave: *Castanea sativa*, Galicia, edafología, biotopos, hábitats marginal y óptimo.

INTRODUCCION

La superficie forestal ocupada por el castaño (*Castanea sativa* Miller) en España varía notablemente en función de la fuente consultada. El I Inventario Forestal Nacional (ICONA, 1980) la fija en 126.558 ha, el II Inventario Forestal Nacional, consultadas las cifras globales en el Anuario de Estadística Agraria de 1997 (MAPA, 1997), la estima en 94.968 ha, pero la Encuesta de Estructura

Forestal de 1986, también consultado en dicho Anuario, establece que la superficie nacional forestal en monte alto de castaño es de 84.280 ha. Incluso otras estimaciones (Moreno *et al.*, 1998) evalúan la superficie ocupada por castaño en 137.657 ha. La disparidad de las cifras queda justificada por dos hechos: por un lado el doble aprovechamiento forestal y frutero que presenta el castaño, lo que hace que sus superficies puedan ser consideradas forestales y agrícolas según los

trabajos, y por otro lado que en numerosas ocasiones la distribución de la especie corresponde a presencias muy dispersas y, en consecuencia, de difícil evaluación superficial.

Las exigencias climáticas del castaño en la Península Ibérica han sido vagamente acotadas (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1971; Malato-Beliz, 1987; García y Outeriño, 1997) y la caracterización edáfica es todavía muy imprecisa. Los rigurosos trabajos realizados en Galicia con enfoque edáfico (Gutián y Carballas, 1982; Gutián *et al.*, 1982) apenas inciden en las características de los suelos bajo castañares. Se sabe que el castaño prefiere los substratos silíceos, aunque tolera los calizos cuando el clima facilita el lavado de las bases, así como que rehuye los terrenos compactos y excesivamente húmedos (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1971; Berrocal *et al.*, 1997; García y Outeriño, 1997), prefiriendo en Galicia los suelos bien drenados del tipo tierras pardas eutróficas (Gutián y Carballas, 1982). Existe una amplia información entorno a problemas locales ecofisiológicos y patológicos del castaño (Cobos, 1989; Portela *et al.*, 1998 y 1999; Taveira, 1979). No obstante, en cuanto a la tipificación de los indicadores edáficos de las masas de castaño, junto con climatológicos y fisiográficos, para relacionarlos con la calidad de sus masas, van apareciendo trabajos en otras regiones de la Península Ibérica (Blanco, 1985; Rubio, 199a y b; Rubio, 1997; Rubio *et al.*, 1997a y b; Rubio *et al.*, 1999 a).

Mediante el Real Decreto 378/1993, la Administración está ofreciendo la posibilidad de reforestar tierras agrarias marginales con distintas especies. Dicho Real Decreto incluye en el Anexo 2 a *Castanea sativa* como especie forestal cuya plantación tendrá como finalidad doble la restauración y la creación de ecosistemas forestales permanentes; para ello recibe un trato bastante favorecedor en cuanto a las ayudas máximas que se pueden recibir por gastos de forestación, primas de

mantenimiento y primas compensatorias. Sin embargo, cuando se intenta argumentar técnicamente la viabilidad de las especies forestales en estas tierras marginales, el forestal no siempre cuenta con información concreta, con datos cuantificados sobre las características del medio en el que puede vivir el castaño. Es decir, los requerimientos ecológicos de *Castanea sativa* están todavía mal conocidos, de forma general en el conjunto de la Península y más concretamente a nivel regional.

Para la Comunidad Autónoma de Galicia, y según la Encuesta de Estructura Forestal de 1986, incluida en el Anuario de Estadística Agraria de 1997 (MAPA, 1997), la superficie forestal ocupada por castañares en monte alto (cuyo objetivo prioritario es la producción de castaña) en Galicia es de 21.156 ha, hallándose repartidas en las cuatro provincias gallegas, aunque fundamentalmente en las de Lugo (67 %) y Orense (28 %). Según esta misma fuente, dicha superficie supone algo más de la cuarta parte de toda la superficie en monte alto del castaño en España (84.280 ha), si bien la producción frutera gallega (4.093 toneladas) casi alcanza el 50 % de la producción nacional total (10.075 toneladas). Sin embargo, otros autores (Moreno *et al.* 1998) elevan dicho porcentaje hasta el 70 %. Para los territorios gallegos el anuario no aporta cifras de la superficie de castañares en monte bajo, si bien el II Inventario Forestal Nacional evalúa en 15.646 los m³ de madera de castaño, sin que se pueda saber si proceden de monte alto, ya que en Galicia no son raros los castaños productores de fruto cuyas vigorosas ramas son esporádicamente cortadas con fines madereros, o si proceden de la reducida superficie que ocupan en Galicia los castañares en monte bajo.

El presente trabajo está enfocado fundamentalmente para tratar de cuantificar algunas de las principales características edáficas

de los castaños gallegos, a fin de poder referenciarlas con respecto de otras tipificaciones realizadas en otras partes de España, y así poder enmarcarlos en un amplio proyecto cuyo primordial objetivo es conocer la autoecología del castaño en España.

MATERIAL Y MÉTODOS

Area de estudio

El territorio ocupado por *Castanea sativa* Miller en la Comunidad Autónoma de Galicia se encuadra entre los 43° 41' y 41° 58' de latitud N y los 8°49' y 6° 50' de longitud E. Las masas más extensas se localizan en la provincia de Lugo (14.235 ha): en el sector central de la montaña lucense (Baleira, Incio, Negüeira de Muñiz, Samos, Becerreá), en el sector meridional de dicha montaña lucense (Folgo de Caurel, Quiroga), meseta lucense (Paradela, Saviñao, Guntín, Taboada, Chantada, Monterroso, Antas de Ulla) y en el norte de la provincia (Cercido, Alfoz, Mondoñedo y Riobarba). También hay continuos castaños en la provincia de Orense (6.010 ha): en el extremo este de la provincia (Rubiá, O Barco, Vilamartín, A Rúa, Larouco, O Bolo, Viana, Gudiña, Verín), riberas del Sil (Castro Caldelas, Parada de Sil) y en el entorno de Celanova. En la provincia de Pontevedra (911 ha) sólo abundan en el ángulo noreste de la provincia (Lalín, Dozón y Rodeiro) y quedan algunos castaños muy aislados, en general muy degradados en zonas de Pontearreas, Cerdedo y Mondariz, y prácticamente se dan por desaparecidos en la provincia de A Coruña (escasos vestigios en las Fragas del Eume, Arzúa y Melide). En este sentido queremos llamar la atención sobre la disminución de la superficie ocupada por los castaños en Galicia desde la realización del I Inventario Forestal Nacional (ICONA, 1980) y las cifras aportadas por el Anuario de Estadística Agraria de 1997 (datos referidos a 1995): en el primero de ellos se da una superficie de 28.689 ha, mien-

tras que en el segundo la superficie ha quedado mermada a 21.156 ha. Esta disminución puede ser continuación de la tendencia que viene desde que, a finales del siglo pasado y principios de este, la enfermedad de la tinta, causada por el patógeno *Phytophthora* sp., provocara una fortísima reducción de la superficie castaneícola de Galicia (Fernández, 1984), aunque también se pudiera pensar en posibles desajustes debidos a los diferentes conceptos que se manejan en ambas fuentes estadísticas.

Según los datos proporcionados por Sánchez Palomares *et al.* (1999) las temperaturas medias anuales en el área de estudio oscilan en torno a los 11,5 ° C, existiendo zonas en las que las temperaturas medias del mes más frío llegan a 2,9 ° C y otras en las que las temperaturas medias del mes más cálido alcanza los 19,3 ° C. Pluviométricamente los castaños gallegos suelen sobrepasar los 1.100 mm pero pocos de ellos aparecen cuando la precipitación empieza a superar los 1.400 mm anuales. La distribución estacional de las lluvias es bastante regular aunque con una leve tendencia hacia la típica distribución del clima mediterráneo, registrando las precipitaciones mínimas durante los meses de verano (130 mm) y las máximas durante los de invierno (480 mm). La actual situación de las masas de castaño en el interior de Galicia y en cota moderadas hacen que el clima sea bastante homogéneo: húmedo pero no excesivamente lluvioso, con inviernos frescos pero no fríos y veranos templados. De acuerdo con la propuesta fitoclimáticamente de Allué (1990) los castaños gallegos pertenecen fundamentalmente al ámbito fitoclimático VI (V), denominado nemoral genuino, y en menor medida al clima VI(IV)₂, definido como nemoromediterráneo.

Los castaños gallegos se encuentran sobre sustratos silíceos. Predominan las rocas ígneas ácidas (granitoides), en las áreas

de las Fragas del Eume en A Coruña, Rodeira, Lalín y Donzón en Pontevedra, riberas del Sil y este de la provincia de Orense, y en la comarca de Mondoñedo y en la meseta lucense. Aparecen sobre rocas metamórficas, igualmente de quimismo ácido (esquistos, micacitas y gneises) y de edad precámbrica, cámbrica, ordovícica y silúrica en las comarcas de Arzúa y Melide en A Coruña, Riberas del Sil y sobre todo en el este de la provincia de Orense, así como en casi todas las comarcas castañícolas de Lugo.

Métodos

Para la fijación de los puntos en los que se ha realizado el muestreo de los castañares se ha contado con el Mapa Forestal de Ceballos (1966) cuyas áreas fueron superpuestas sobre la clasificación biogeoclimática peninsular y balear (Elena Roselló, 1996) que, en base a datos fisiográficos, climáticos y litológicos, divide el territorio nacional en

siete Ecorregiones y cada una en una serie de menores clases territoriales. Así pues toda Galicia se encuentra dentro de la 1ª Ecorregión (Cantábrico-Galaica), la cual se divide en 32 clases territoriales. En concreto, los castañares gallegos los hallamos en 20 clases territoriales que, según el dendrograma clasificador, quedan agrupadas en 5 grandes estratos. Para este trabajo, y en relación con otros estudios, se fijó un número total de 22 parcelas de muestreo, cuyo número fue proporcionalmente repartido teniendo en cuenta la extensión de la superficie de las masas de castaño en cada estrato de la siguiente manera: 7 parcelas para el estrato 1, 5 parcelas para el estrato 2, 5 parcelas para el estrato 3, 3 para el estrato 4 y otras 2 para el estrato 5. En la Figura 1 se muestra el reparto geográfico de las masas de los castañares gallegos según el mapa forestal de Ceballos, así como la ubicación de las parcelas de muestreo y el estrato al que pertenecen.

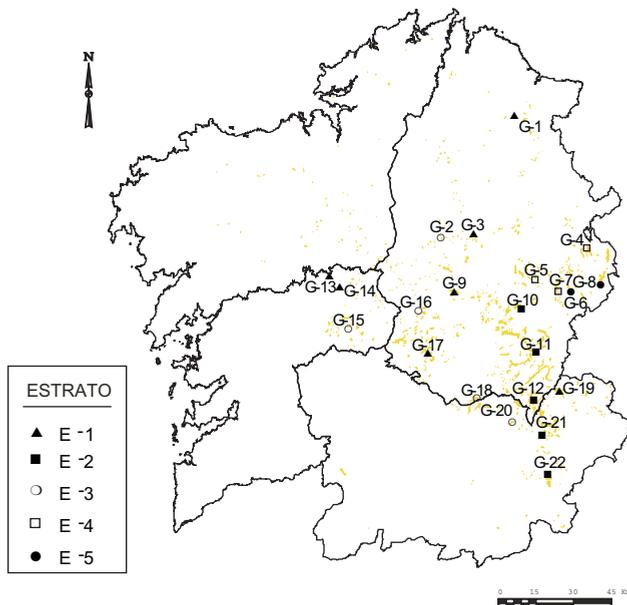


FIGURA 1. Mapa de distribución de los castañares en Galicia y situación de las parcelas según los estratos considerados.

En cada punto de muestreo se fijó una parcela circular con un radio máximo de 18 m, en función de la densidad del arbolado, y en ella se recogieron datos relativos a la fisiografía y al suelo. Con ellos y con los datos climatológicos (corregidos en función de las propuestas metodológicas planteadas por Sánchez Palomares *et al.*, 1999) se han elaborado un total de 22 parámetros ecológicos relacionados con la estructura del biotopo, en concreto fundamentalmente orientados a caracterizar las más destacadas características del suelo. El interés de los parámetros elegidos se centra en poder llevar a cabo comparaciones con respecto de otros trabajos análogamente realizados en castaños de otras partes de España (Blanco, 1985; Blanco y Rubio, 1996; Rubio, 1993a y b; Rubio y Gandullo, 1994) e incluso en masas de otras especies forestales españolas (Gandullo *et al.*, 1994; Sánchez Palomares *et al.*, 1990).

- **Fisiografía.**- Las variables con las que hemos caracterizado fisiográficamente los castaños gallegos han sido: altitud (ALT) expresada en metros, y pendiente (PND) medida con un clinómetro y expresada en porcentaje.

- **Clima.**- Los parámetros climáticos analizados han sido: precipitación anual (PA) evaluada en mm, temperatura media anual (TMA) expresada en ° C, duración de la sequía (DSQ) expresada en número de meses (Walter y Lieth, 1960) e intensidad de la sequía (ISQ) como coeficiente adimensional.

- **Suelos.**- En cada parcela de muestreo se procedió al estudio de un perfil del suelo de 125 cm de profundidad, identificando los distintos horizontes edáficos, caracterizando su color y tomando una muestra representativa de cada uno de ellos. En el laboratorio se efectuaron los análisis físicos y químicos necesarios de cada horizonte para la clasificación de los suelos (Gandullo, 1994; F.A.O., 1998) y para la elaboración de los parámetros edáficos definidores del hábitat edáfico, análogamente a lo realizado en trabajos similares

(Gandullo *et al.*, 1991; Rubio y Gandullo, 1994). Así pues, los parámetros definidos para el conjunto de cada perfil han sido:

* **Parámetros físicos:** porcentajes de tierra fina (TF) en el conjunto de la tierra natural, arena (ARE), limo (LIM), y arcilla (ARC) (según los límites de Soil Survey Staff, USDA, 1975); permeabilidad (PER) (en una escala de 1 a 5, según Gandullo, 1994); humedad equivalente (HE) (en porcentaje de peso, de acuerdo con Sánchez y Blanco, 1985). Los valores de cada una de estas seis últimas variables se obtuvieron promediando los valores de cada horizonte según su espesor. La capacidad de retención de agua (CRA) del suelo (Gandullo, 1994), se calculó como la suma de los valores de cada horizonte edáfico.

* **Parámetros químicos:** El porcentaje de materia orgánica (MO) (Walkley, 1946), el pH en H₂O (1:2.5) del suelo (PHA) y el pH en KCl (1:2.5) del suelo (PHK), se evaluaron calculando los valores promediados de los datos de cada horizonte, dando a cada uno de ellos un peso de acuerdo con su espesor y profundidad, siguiendo los criterios de Russell y Moore (1968).

Además, y sólo con los datos de los 25 cm superiores, se han calculado los siguientes parámetros de naturaleza química: porcentaje de materia orgánica superficial (MOS), porcentaje de nitrógeno superficial (NS) (Bremner, 1965) y relación carbono:nitrógeno superficial (CNS).

* **Parámetros edafoclimáticos:** con los que se ha evaluado el funcionamiento hídrico del perfil a lo largo de los meses del año en función de las características del clima y del suelo. Son, expresadas en mm, los siguientes: evapotranspiración real máxima (ETRM), sequía fisiológica (SF) y drenaje calculado (DRJ) (Thornthwaite y Mather, 1957).

Con los valores de los 22 parámetros recogidos en las 22 parcelas, se han elaborado unos esquemas en los que, para cada pará-

metro, se señalan los valores mínimo (límite inferior, LI) y máximo (límite superior, LS) absolutos, así como el valor medio (M) del mismo. También aparecen los límites que definen el intervalo formado por el 80 % de las parcelas estudiadas (umbral inferior, UI y umbral superior, US) y que excluyen el 10 % de aquellas en las que el parámetro toma los valores mayores aparecidos y el otro 10 % en las que alcanza los valores mínimos (Gandullo, 1972; Gandullo *et al.*, 1991). El área definida por el 80 % de los casos constituye el denominado *hábitat central u óptimo* de los castañares estudiados (US-UI). Las áreas que circunscriben los límites de dicho hábitat óptimo y los extremos absolutos, se

definen como *hábitats marginales* de dichos castañares (LI-UI y US-LS).

El hábitat central define, en principio, el área potencial del castaño en Galicia, ya que en las regiones marginales la presencia del castañar puede deberse a una serie de compensaciones diversas entre los factores ecológicos, o incluso a parámetros extraedáficos, lógicamente, no considerados en este trabajo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Prácticamente todos los parámetros se ajustan correctamente a la distribución normal, y tan solo cabe señalar ligeras desvia-

TABLA 1. Media, desviación estándar, mínimo, máximo, sesgo, kurtosis y coeficiente de variación (C.V.) de los parámetros ecológicos de castañares gallegos (n= 22). Las variables sin unidades son adimensionales.

PARAMETRO	Media	D. E.	Mínimo	Máximo	Sesgo	Kurtosis	C. V.
Altitud (m)	578,41	177,19	180,0	1000,0	0,108	0,777	30,63
Pendiente (%)	32,09	14,64	13,0	57,0	0,256	-1,309	45,62
Precipitación Anual (mm)	1262,00	96,57	1111,0	1439,0	0,497	-0,615	7,65
Temperatura media anual (° C)	11,52	0,75	9,42	12,7	-1,030	1,644	6,48
Duración de Sequía (nº meses)	0,95	0,46	0,00	1,66	-0,151	-0,974	48,77
Intensidad de Sequía	0,01	0,01	0,00	0,02	0,652	-0,992	114,38
Tierra Fina (%)	43,95	18,23	18,09	79,86	0,596	-0,537	41,70
Arena (%)	46,57	15,71	17,92	69,66	0,096	-1,097	33,74
Limo (%)	39,84	13,93	18,38	67,71	0,143	-0,840	34,97
Arcilla (%)	13,59	4,45	7,92	25,07	1,033	0,948	32,74
Permeabilidad	3,86	0,72	2,25	5,00	-0,09	-0,22	18,76
Humedad Equivalente (%)	23,49	4,63	15,84	31,17	-0,207	-1,089	19,71
Capacidad Retención Agua (mm)	112,47	48,39	49,01	249,42	1,126	1,723	43,03
Materia Orgánica (%)	3,44	1,70	0,88	7,4	0,734	-0,018	49,33
pH en agua	4,80	0,29	4,43	5,54	0,814	0,928	5,95
pH en KCl	4,03	0,23	3,62	4,68	0,705	2,484	5,64
Materia Orgánica Superficial (%)	5,08	2,42	1,59	9,89	0,476	-0,466	47,54
Nitrógeno Superficial (%)	0,26	0,13	0,07	0,53	0,613	-0,152	48,89
Carbono/Nitrógeno Superficial	11,56	2,13	8,12	16,5	0,634	0,231	18,46
Evapotranspiración Real Máxima (mm)	571,15	33,55	517,32	625,54	-0,052	-0,968	5,87
Sequía Fisiológica (mm)	98,47	32,47	43,4	171,73	0,507	-0,314	32,98
Drenaje Calculado (mm)	690,84	94,94	512,28	852,59	0,086	-0,430	13,74

ciones del parámetro termométrico TMA y del edáfico CRA, tanto en sesgo como en kurtosis, y del edafológico PHK en su kurtosis (ver Tabla 1). Ello da validez estadística al criterio de definir el hábitat central como el intervalo comprendido entre el 80 % de los valores centrales y el marginal con el mismo valor del 10 % tanto para los extremos inferiores como superiores. Son destacables los pequeños coeficientes de variación que presentan los parámetros relacionados con la acidez del suelo (PHA y PHK). En este sentido, los estudios previos realizados en Extremadura (Rubio, 1993 a), Navarra (Blanco y Rubio, 1996) y Cataluña (Rubio *et al.*, 1999 b) muestran esa misma escasa variabilidad en la acidez de los suelos de los cas-

tañares. En cambio, el parámetro climático ISQ presenta un notable coeficiente de variación, por encima de 100, debido fundamentalmente a que la banda de oscilación es muy pequeña (0,00 y 0,03).

Desde el punto de vista fisiográfico la mayor parte de las masas estudiadas están situadas en cotas comprendidas entre 400 y 750 m (Figura 2). Las pendientes son muy variadas y podemos comprobar que la tercera parte se sitúa en terrenos ondulados con pendientes inferiores al 20 %. Climatológicamente podemos comprobar cómo la comentada homogeneidad en las condiciones que afectan a los castaños gallegos se traducen en unas precipitaciones anuales medias que oscilan poco entorno a los 1300 mm y unas temperaturas medias anuales que no superan un grado centígrado entorno a los 11,5 °C. Los valores de la DSQ e ISQ confirman una pequeña sequía estival que no suele superar el mes de duración y de poca intensidad.

En la Tabla 2 podemos comprobar que, desde el punto de vista de los materiales parentales de los suelos, el 14 % de ellos están edificados sobre granito, el 36 % sobre gneis, el 23 % sobre esquistos metamórficos más o menos pizarrosos y un 27 % sobre pizarras. En los dos primeros casos, la textura más corriente es la franco-arenosa, mientras que sobre esquistos y pizarras la textura es más fina y predominan las tierras francas y franco-limosas. Comparados con otros castaños de la Península Ibérica, podemos observar que en los situados en Cataluña predomi-

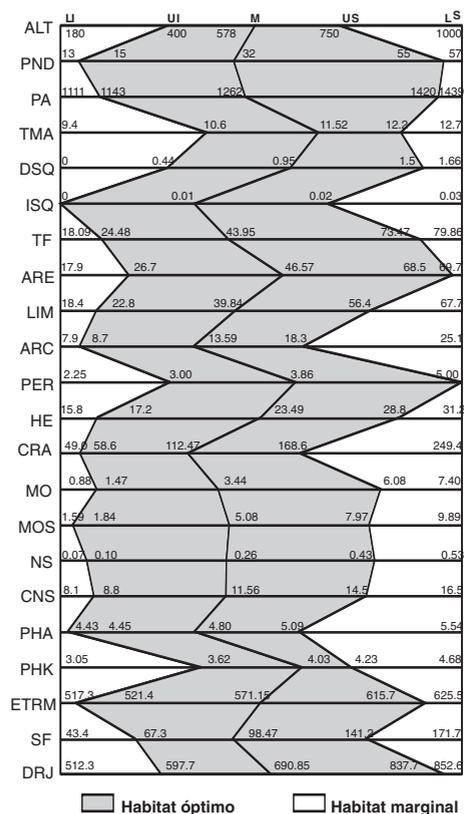


FIGURA 2. Diagrama del hábitat fisiográfico, climático, edáfico y edafoclimático de los castaños en Galicia. LI: límite inferior. UI: umbral inferior. M: media. US: umbral superior. LS: límite superior. (abreviaturas de los parámetros en el texto)

TABLA 2. Características generales de las parcelas: localidad (y entidad menor), provincia, coordenadas X e Y UTM (todas referidas al huso 30), perfil del suelo, tipo de suelo (FAO 1998), roca madre y clase textural.

PARCELA	LOCALIDAD	PROVINCIA	X	Y	PERFIL	TIPO SUELO	ROCA MADRE	TEXTURA
1	Mondoñedo (Santiago)	LU	146905	4817395	A;Bt;C	Luvisol déstrico	Pizarras serfíticas	IX
2	Lugo (Bóveda)	LU	118170	4769779	A;Agl;Ag2;R	Umbrisol léptico-estágnico	Granito	IX
3	Lugo	LU	130520	4770742	A;Bw1;Bw2;R	Cambisol crómico-déstrico	Gneis micáceo	IX
4	Navia de Suarna (Villarrantón)	LU	175553	4765044	A;Bw;Bw/C;C	Cambisol crómico-déstrico	Esquistos cuarcitosos	VII
5	Baralla (Lexo)	LU	155572	4752979	Ah;A;Bw;R	Cambisol léptico-crómico (déstrico)	Pizarras serfíticas	VIII
6	Cervantes (Vilarello)	LU	181130	4750402	A;Bw;Bw/C;C	Cambisol léptico-déstrico	Esquistos	VIII
7	As Nogais (Vilar)	LU	165231	4748807	A;Bw;C;R	Cambisol déstrico	Esquistos cuarcitosos	VII
8	Cervantes (Villasante)	LU	169499	4748151	A;A;Bt;Bt;C	Luvisol crómico-déstrico	Pizarras	VII
9	Paradela (San Martín)	LU	123032	4747320	A;Bw;C1;C2	Cambisol déstrico	Gneis micáceo	IX
10	Samos (San Cristobo)	LU	150101	4740953	Au1;Au2;Bw;C	Cambisol déstrico	Pizarra algo serfítica	VIII
11	Folgoso do Caurel	LU	155550	4723642	A;Bw;C;2C	Cambisol déstrico	Pizarras	VIII
12	Quiroga (Chao da Casa)	LU	154381	4705457	A;Bt;Bt/C	Luvisol crómico-déstrico	Esquistos cuarcitosos	VII
13	Vila de Cruces (Ollares)	PO	73401	4753643	A;Bt;C	Luvisol crómico-déstrico	Gneis poco micáceo	VII
14	Vila de Cruces (Bexexos)	PO	77566	4749196	A;A;B;Bt/C;R	Luvisol léptico-crómico (déstrico)	Gneis glandular	VIII
15	Lalin (Cerrede)	PO	80998	4733068	A;Bt;Bis/C;R	Luvisol léptico-férrico (déstrico)	Esquistos	VII
16	Taboada (Ramil)	LU	107733	4740205	A;Bt1;Bt2;C	Luvisol déstrico	Granito	IX
17	Chantada (Soto de Arriba)	LU	112564	4723131	A;Bw/C;R	Umbrisol léptico	Gneis	VII
18	Sober (Doad)	LU	131872	4705133	A;Bw;Bw/C	Cambisol crómico-déstrico	Gneis glandular	IX
19	Vilamartin de Valdeorras (Robledo)	OR	164682	4708621	A;Bw/C;R	Umbrisol léptico	Gneis	VII
20	Pobra de Trives (Pena Folanche)	OR	147623	4699039	A;Bw/C;R	Umbrisol léptico	Granito gneisico	IX
21	Manzaneda (Soutipetre)	OR	157129	4692084	A;Bw;C	Cambisol crómico-déstrico	Pizarra micácea	VII
22	Viana do Bollo (Pinza)	OR	160878	4676514	A;Bw;R	Cambisol léptico -déstrico	Gneis micáceo	IX

naban las texturas franco-arenosas (Rubio *et al.*, 1999 b), en Extremadura las francas (Rubio, 1993a) y en Navarra las franco-arcillosas y franco-limosas (Blanco y Rubio, 1996). Desde el punto de vista del tipo de suelo, según la clasificación F.A.O. (1998), los suelos pertenecen a tres grupos distintos: cambisoles (50 %), luvisoles (32 %) y umbrisoles (18 %). Los cuatro umbrisoles tienen carácter léptico, con contacto lítico a menos de 100 cm de profundidad; uno de ellos tiene además carácter estagnico. Todos los luvisoles son dístricos, dos de ellos son además lépticos y en uno aparece carácter férrico. Análogamente, todos los cambisoles tienen carácter dístrico; tres de ellos son además lépticos y en otros cuatro aparece, asimismo, el carácter crómico.

Según la clasificación forestal española (Gandullo, 1994), 14 parcelas presentan suelos pardo ácidos; 6 suelos son argilúvicos, hay 1 suelo ferriargilúvico y otro es un pseudogley primario. Los subgrupos humíferos aparecen en 3 de los suelos argilúvicos, en el suelo ferriargilúvico, en el pseudogley y en uno de los pardo ácidos. El subgrupo subhúmico aparece en tres suelos pardo ácidos. Asimismo aparece el subgrupo lítico (menos del 50 % de tierra fina a menos de 50 cm de profundidad) en 8 suelos pardo ácidos y en dos suelos argilúvicos, y el subgrupo rojizo en un suelo pardo ácido, en un suelo argilúvico y en el ferriargilúvico.

De acuerdo con la clasificación de Wilde (1946), el 68 % de los suelos son fuertemente ácidos con valores de pH medios comprendidos entre 4,7 y 5,5. Solamente una parcela supera dicho valor y el resto definen suelos muy fuertemente ácidos. Los valores máximo y mínimo son muy próximos a los observados en los castañares extremeños (Rubio, 1993a), navarros (Blanco y Rubio, 1996) y catalanes (Rubio *et al.*, 1999 b), pero destacamos la casi total coincidencia de los hábitats centrales de dichos castañares con los que ahora presentamos. En lógica consecuen-

cia, los porcentajes de saturación del complejo adsorbente son bajos: solamente el horizonte superficial de la parcela moderadamente ácida supera el valor de 50, siendo muy frecuentes los valores por debajo de 25.

La facilidad de mineralización, debido a la naturaleza de los residuos del castaño y a las labores que los propietarios dan a las parcelas, mantiene unas relaciones de C/N que sólo en dos ocasiones supera el valor de 15, definiendo un humus tipo moder. En el resto los valores son inferiores y el humus es de tipo mull oligotrófico. El mismo motivo conduce a unos valores de materia orgánica generalmente modestos, siendo raro superar el valor del 6 % en el horizonte superficial.

Dado que, en general, la pedregosidad es bastante elevada (en ningún caso el porcentaje medio de tierra fina supera el 80 %), los suelos presentan una capacidad de retención de agua que normalmente es escasa o moderada, pues sólo en tres ocasiones supera los 150 mm. Sin embargo, la escasa sequía meteorológica permite que la sequía fisiológica, generalmente, esté por debajo de los 100 mm y la evapotranspiración real máxima por encima de los 500 mm de agua.

CONCLUSIONES

Las características más importantes que se pueden deducir acerca del hábitat edáfico, son:

1. Los castañares gallegos se sitúan preferentemente entre los 400 y 750 m, con pendientes muy variadas.
2. Las precipitaciones anuales medias se evalúan entorno a los 1.300 mm y las temperaturas medias anuales en 11,5 °C. Apenas presentan un corto período de sequía estival.
3. Los suelos de los castañares gallegos están formados fundamentalmente sobre metamorfitas (esquistos, gneis y pizarras), y también aparecen sobre granitos.

4. Desde el punto de vista de los tipos de suelo, según FAO (1998), son mayoritariamente cambisoles dístricos, abundan los luvisoles dístricos y también aparecen los umbrisoles lépticos.
5. Los suelos son fuertemente ácidos, algunos muy fuertemente ácidos y en pocas ocasiones el pH supera 5,5.
6. Los humus dominantes son los de tipo mull oligotrófico, apareciendo escasamente representados los tipo moder.
7. Los valores de materia orgánica no suelen superar el 6 % en el horizonte superficial.
8. La capacidad de retención de agua de estos suelos normalmente es escasa o moderada, debido a la elevada pedregosidad, si bien apenas presentan sequía fisiológica como consecuencia de la escasa sequía meteorológica.

Agradecimientos. Este trabajo ha sido financiado por la CICYT en el marco del convenio de colaboración entre dicho organismo y el INIA mediante el proyecto FOA 97-1649. Así mismo queremos agradecer la colaboración prestada por el personal de la Dirección General de Montes y Medio Ambiente de la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

- Allué, J.L. (1990). *Atlas fitoclimático de España*.- M.A.P.A.- I.N.I.A. Madrid
- Berrocal, M., Gallardo, J.F. y Cardeñoso, J.M. (1997). *El castaño*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Blanco, A. (1985). Estudio comparativo de los hábitats de *Castanea sativa* y *Pinus pinaster* en la Sierra de Gredos. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 27, 35-45.
- Blanco, A. y Rubio, A. (1996). Caracterización del hábitat edáfico de los castañares de Navarra. *Comunicaciones del IV Congr. Soc. Española de la Ciencia del Suelo*, 333-338. Lérida.
- Bremner, J.M. (1965). Methods of soil analysis. Part 2. 1162-1164. American Society of Agronomy.
- Ceballos, L. (1966) Mapa forestal de España. Escala 1:400.000. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Ceballos, L. y Ruiz de la Torre, J. (1971). *Arboles y arbustos de la España Peninsular*. I.F.I.E. y E.T.S.I.M. Madrid.
- Cobos, P. (1989). Fitopatología del castaño (*Castanea sativa* Miller). *Bol. San. Veg., Fuera Serie*16, 1-129.
- Elena Rosselló, R. (1996). *Clasificación biogeoclimática de España peninsular y balear*. MAPA. Madrid.
- F.A.O. (1998). *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports, 84. Rome.
- Fernández, J. (1984). Situación actual y perspectivas de los castañares tradicionales gallegos. *Congreso Internacional sobre el castaño*, 105-119. Lourizán.
- Gandullo, J.M. (1994). *Climatología y ciencia del suelo*. Fundación Condal del Valle de Salazar. E.T.S.I. Montes. Madrid.
- Gandullo, J.M., Bañares, A., Blanco, A., Castroviejo, M., Fernández, A., Muñoz, L. y Sánchez Palomares, O.; Serrada, R. (1991). *Estudio ecológico de la Laurisilva Canaria*. ICONA, Colección Técnica. Madrid.
- Gandullo, J.M., González Alonso, S. y Sánchez Palomares, O. (1974). *Ecología de los pinares españoles IV. Pinus radiata D.Don*. Monografías INIA nº 13. Madrid.
- García, J.M. y Outeiriño, A. (1997). Recuperación de alternativas agroforestales tradicionales: aptitud para el cultivo del castaño de los suelos de la comarca de Monterrei (Galicia, España). *Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso*, tomo VI, 45-50. Pamplona.

- ICONA, (1980). *Las frondosas en el Primer Inventario Forestal Nacional*. ICONA. Madrid.
- Malato-Beliz, J. (1987). *O castanheiro na Economia e na Paisagem*. Edição da Câmara Municipal de Castelo de Vide. Castelo de Vide.
- MAPA. (1997). *Anuario de Estadística Agraria. 1997*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- Moreno, C.M., Fernández, G. y Ortuño, S. (1998). Economía del castaño (*Castanea sativa* Mill.) en España. *Revista Forestal Española* 18, 11-21.
- Portela, E., Martins, A. y Pires, A.L. (1998). *Praticas culturais de limitação da tinta do castanheiro*. Univ. de Trás-Os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- Portela, E., Ferreira-Cardoso, J., Roboredo, M. y Pimentel-Pereira, M. (1999). Influence of magnesium deficiency on chestnut (*Castanea sativa* Mill.) yield and nut quality. In: Anaç, D., Martin-Prével, P. (eds.) *Improved Crop Quality by Nutrient Management*, 153-157. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Rubio, A. (1993a). *Estudio ecológico de los castañares de Extremadura*. Tesis Doctoral. E.T.S.I. Montes. Univ. Politécnica de Madrid (inédita). Madrid.
- Rubio, A. (1993b). Caracterización del hábitat edáfico de los castañares extremeños. *Actas del Congreso Forestal Español, tomo I*, 423-428. Lourizán.
- Rubio, A. (1997). Ecología y aprovechamientos de los castañares en Extremadura. *Montes* 48, 39-44.
- Rubio, A. y Gandullo, J.M. (1994). Análisis ecológico comparativo de los castañares de Extremadura y de la región cántabro-astur (España). *Invest. Agrar. Sist. Recur. For.* 3, 111-124.
- Rubio, A., Blanco, A. y Sánchez, O. (1997a). Aportaciones al estudio ecológico de los castañares Navarros: Suelos, clima y fisiografía. *Edafología* 3(2), 479-490.
- Rubio, A., Escudero, A. y Gandullo, J.M. (1997b). Sweet chestnut silviculture in an ecological extreme of its range in the West of Spain (Extremadura). *Ann. Sci. For.* 54, 667-680.
- Rubio, A., Gavilán, R.G. y Escudero, A. (1999a). Are soil characteristics and understory composition controlled by forest management?. *Forest Ecology and Management* 113, 191-200.
- Rubio, A., Elena, R., Sánchez, O., Blanco, A., Sánchez, F. y Gómez, V. (1999b). Soil habitat of chestnut wood stands in Catalonia (Spain). *Proc. 6th Int. Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate*, 191-193. Barcelona.
- Russell, J.S. y Moore, A.W. (1968). Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data. *Proc. 9th Int. C. Soil Sci.* 4, 205-213.
- Sánchez Palomares, O. y Blanco, A. (1985). Un modelo de estimación del equivalente de humedad de los suelos. *Montes* 4, 26-30.
- Sánchez Palomares, O., Elena-Roselló, R. y Carretero Carrero, P. 1990. *Caracterización edáfica de los pinares autóctonos españoles de Pinus nigra Arn*. Comunicaciones INIA, Ser. Rec. Naturales, nº 55. Madrid.
- Sánchez Palomares, O., Sánchez Serrano, F. y Carretero Carrero, M.P. (1999). *Modelos y cartografía de estimaciones climáticas termoplumiométricas para la España peninsular*. INIA, col. Fuera de Serie. Madrid.
- Soil Conservation Service. (1975). Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Handbook nº 436. Soil Survey Staff. U.S. Department of Agriculture. Washintong, DC.
- Taveira, C. (1979). Enfermedad de la tinta del castaño. *Bol. Ser. Plagas* 5, 59-66.

- Thornwaite, C.W. y Mather, J.R. (1957). *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balances*. Centerton. New Jersey.
- Walkley, A. (1946). A critical examination of a rapid method of determining organic carbon in soils-effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63, 251-263.
- Walter, H. y Lieth, H. (1960). *Klimadiagramm Wetatlas*. Veb. Gustav Fischer. Jena
- Wilde, S.A. (1946). *Forest soils and forest growth*. Chronica Botanica Comp. Waltham. Mass.

APROXIMACIÓN A LOS REQUERIMIENTOS DEL TERRITORIO PARA EL CRECIMIENTO DE PINO SILVESTRE (*Pinus sylvestris* L.) EN LA SIERRA DE ODÉN

J.R. OLARIETA^{1,2}, J. MOLINS², R. RODRÍGUEZ^{1,2}, R. BLANCO³, M. ANTÚNEZ¹

¹Dept. Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Rovira Roure, 177. Lleida 25198. E-mail:jramon.olarieta@macs.udl.es

²Area de Sòls. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Pujada del Seminari s/n. Solsona 25280. Lleida.

³Dept. Producció Vegetal i Ciència Forestal. Universitat de Lleida. Rovira Roure, 177. Lleida 25198.

Abstract: Land requirements for *Pinus sylvestris* L. growth were studied in 22 plots in Sierra de Odén (Lleida) by comparing site index values to land characteristics. For the whole set of plots, site index at age 75 years (IE75) is positively correlated with rootable depth. In plots located above 1400 m, higher growth occurs on South-facing plots (IE75 of 16'3 m) than on North-facing plots (IE75 of 13'3 m), and within South-facing plots, on non-shallow soils (IE75 of 21'5 m) than on shallow soils (IE75 of 13'7 m). In plots below 1400 m, aspect has no significant effect, whereas accumulated moisture deficit and rootable depth show a strong correlation with IE75. We emphasize that land characteristics may have contradictory effects on growth depending upon the other characteristics, and thus, at each spatial scale of analysis, their effects must be studied as a whole.

Keywords: forest soils; land evaluation; *Pinus sylvestris*; site quality.

Resumen: Se estudiaron los requerimientos del territorio para el crecimiento del pino silvestre en 22 parcelas en la Sierra de Odén (Lleida) mediante la comparación entre el índice de estación a los 75 años (IE75) y diversas características del territorio. Para el total de parcelas, el IE75 está correlacionado positivamente con la profundidad enraizable. En parcelas por encima de 1400 m el crecimiento es mayor en orientación Sur (IE75 de 16'3 m) que en orientación Norte (IE75 de 13'3 m), y dentro de la orientación Sur, en parcelas con suelos no superficiales es mayor (IE75 de 21'5 m) que en las de suelos superficiales (IE75 de 13'7 m). En parcelas por debajo de 1400 m el déficit de humedad anual y la profundidad enraizable tiene una alta correlación con el IE75. Concluimos que las características del territorio pueden tener efectos contradictorios sobre el crecimiento dependiendo de los valores que toman las demás características, y que a cada escala espacial debe analizarse el efecto de aquéllas de manera conjunta.

Palabras clave: calidad de estación; evaluación del territorio; *Pinus sylvestris*; suelos forestales.

INTRODUCCION

Los bosques dominados por pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) ocupan aproximadamente 15730 ha en la mitad septentrional de la comarca del Solsonés (Lleida), y unas 79000 ha en toda la provincia de Lleida.

Una adecuada gestión forestal requiere, entre otras herramientas, la división del territorio en unidades homogéneas en cuanto a potencialidades y limitaciones en el uso (Kimmins, 1992). Este es también el objetivo de la evaluación del territorio, que precisa, a su vez, del conocimiento de los requerimientos que tiene un determinado tipo de uso. Los requerimientos para el crecimiento del pino silvestre fueron estudiados a escala estatal por Nicolás y Gandullo (1969) y revisados por Gandullo y Sánchez (1994). En este trabajo pretendemos realizar una primera aproximación a la definición de los requerimientos del territorio para el crecimiento de pino silvestre, a una escala más detallada, en la Sierra de Odén, situada entre las comarcas del Solsonés y del Alt Urgell (Lleida) (ver Figura 1). Al mismo tiempo, se quiere contribuir al conocimiento de los suelos de esta zona del Prepirineo.

MATERIAL Y METODOS

El pino silvestre domina las masas forestales en la zona de estudio (42°8'N, 1°26'E) entre altitudes de 1000 m y 1800 m, y localmente se considera que hay un crecimiento significativamente mejor en orientaciones Norte que en orientaciones Sur. En base a estos antecedentes, se estudiaron 22 parcelas de 200 m² de superficie estratificadas en base a la altitud (mayor o menor de 1400 m) y la orientación. En este último caso, únicamente se consideraron dos orientaciones, Sur (entre 90° y 270° respecto al Norte) y Norte (demás exposiciones). En cada parcela se midió el diámetro normal de los pies en los que éste era igual o superior a 5 cm mediante forcípula de brazo móvil, y se contó el número de pies con diámetro inferior a 5 cm. Asimismo, se midió la altura total de los dos pies dominantes de cada parcela. Se determinó, también, la edad de estos pies en un testigo obtenido en la base del tronco. Para cada parcela se determinó la clase de calidad de estación (CCE) y el índice de estación a los 75 años (IE75) en base a las curvas de García y Tella (1986).

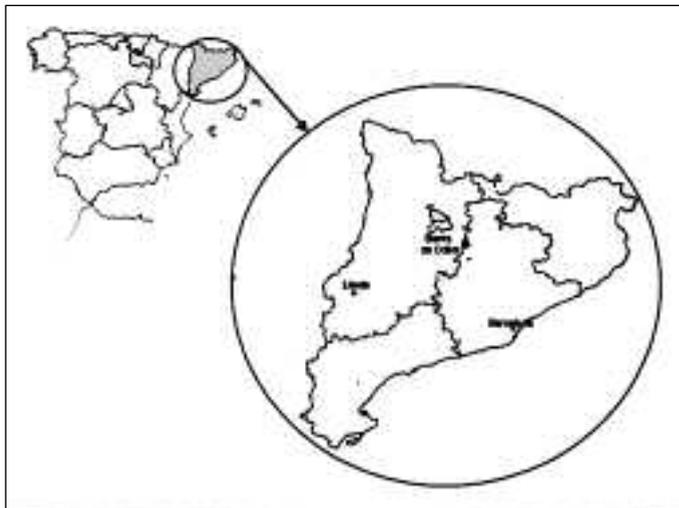


FIGURA 1. Localización de la Sierra de Odén.

En cada parcela se caracterizó el territorio y se describió una calicata según los criterios SINEDARES (CBDSA, 1983). Los horizontes de suelo se muestrearon, analizándose el pH (1:2'5 en agua), materia orgánica (método de Walkley-Black), nitrógeno total (método Kjeldahl), carbonato cálcico equivalente (mediante el calcímetro de Bernard), y potasio (extracción con acetato amónico 1N a pH=7 y determinación por absorción atómica) y fósforo (método Olsen-Watanabe) asimilables, siguiendo en todos los casos las propuestas de Page *et al.* (1982). Para cada perfil de suelo se estimó la capacidad de retención de agua disponible en función de la profundidad enraizable, proporción de elementos gruesos en cada horizonte, y los valores de agua disponible en función de la textura y el horizonte propuestos por Hall *et al.* (1977).

Se realizó una aproximación a las condiciones microclimáticas de cada parcela. A partir de los datos del observatorio de Solsona (664 m de altitud) se consideró un descenso de la temperatura media mensual por cada 100 m de ascenso en altitud de 0'47°C en los meses de invierno, y de 0'63°C en los meses restantes (Ferrer, 1981). En dicho observatorio, la precipitación media anual es de 700 mm, la temperatura media anual de 12'1°C, la temperatura media del mes más frío de 3'8°C, y la del mes más cálido de 21'7°C. Se utilizó la propuesta de Montero de Burgos (1982) para modificar estas temperaturas en función de la orientación de la parcela. En cuanto a la pluviometría, se consideró un aumento anual de 55 mm por cada 100 m de ascenso en altitud (Montero de Burgos, 1982). Este aumento se repartió proporcionalmente a la pluviometría mensual. Por encima de 1600 m de altitud se consideró que la pluviometría permanece constante (Ferrer, 1981). Se estimó la radiación incidente y la evapotranspiración potencial (método de Turc) para cada parcela en base al modelo ECOSIM (Gracia, 1991). Se desarrolló un balance hídrico simple para

cada parcela considerando: a) las pérdidas por interceptación propuestas por Wickramasinghe (1988), b) que sólo hay evapotranspiración en aquellos meses en los que la temperatura media es mayor o igual a 5°C (Wickramasinghe, 1988), y c) que la extracción de agua del suelo en los meses secos sigue un modelo lineal. Se determinó así para cada parcela la evapotranspiración real anual, y el déficit anual acumulado.

Para el análisis estadístico de los datos, y en el caso particular de las características químicas de los suelos, se utilizó el valor promedio de cada característica en los 30 cm superficiales, por considerar que aquí se dan mayoritariamente los procesos de absorción de nutrientes. El tratamiento estadístico se realizó con el paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1989), realizando análisis de correlaciones (mediante el procedimiento "Proc. Corr.") entre las diversas variables cuantitativas dasométricas y edafo-climáticas, análisis de modelos lineales generalizados (mediante el procedimiento "Proc. GLM") entre el índice de estación y las variables cualitativas del medio (clases de altitud, orientación, y profundidad enraizable), y, en su caso, separación de medias mediante el test de Duncan, y análisis de regresión lineal (mediante el procedimiento "Proc. Reg.") entre el índice de estación y las variables cuantitativas edafo-climáticas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las características dasométricas de las masas de pino silvestre estudiadas son muy variables (Tabla 1). El índice de estación varía (IE75) entre 8 m y 25 m, y la clase de calidad de estación (CCE) que aparece, claramente, con mayor frecuencia es la III.

Los suelos de las parcelas estudiadas se han desarrollado mayoritariamente sobre calizas, conglomerados, y los coluviones de ambos. Sólo puntualmente, y en cotas bajas, aparecen limolitas y arenitas (Tabla 1).

TABLA 1. Caracterización fisiográfica, dasométrica y del material original del suelo de las parcelas estudiadas.

1	2	3	4	5	6	7	8
P1	1560	160	46	III	13.8	33.9	cal
P2	1540	220	42	III	13.2	14.0	cal
P4	1780	180	42	II	19.0	15.8	ccal
P5	1740	140	11	III	12.6	9.1	cal
P6	1700	314	25	III	13.7	14.0	cal
P7	1720	324	64	III	15.8	9.1	ccal
P8	1800	156	38	III	15.3	21.1	cal
P9	1700	32	46	III	13.8	13.2	ccal
P10	1560	340	41	IV	8.3	36.3	cal
P11	1540	144	40	I	24.0	40.4	cal
P12	1200	328	34	II	20.4	49.7	cal
P13	1160	220	30	IV	8.4	31.6	cconlim
P14	1000	310	46	III	15.1	27.5	con
P15	1010	320	30	III	14.9	30.7	con
P16	1080	330	15	III	12.2	53.4	con
P17	1040	300	20	IV	11.4	29.5	con
P18	1440	20	64	III	14.4	66.5	con
P19	1460	40	44	III	14.0	45.8	cal
P20	1260	135	38	III	13.5	29.5	ccal
P21	1080	50	52	I	25.2	50.8	con
P22	1100	58	40	II	18.6	44.5	ccon
P23	1140	0	36	III	15.0	45.8	ccal

1:parcela;2:altitud(m);3:exposición(grados en relación al norte);4:pendiente (%);5:clase de calidad de estación;6:IE75(m);7:área basimétrica(m².ha⁻¹); 8:material original del suelo,cal:caliza,ccal:coluvión de caliza, con:conglomerado calcáreo,ccon:coluvión de conglomerado, lim:limolita.

De los resultados del modelo climático utilizado, y en consonancia con las propuestas de Alberto *et al.* (1984), se ha obtenido que el régimen de humedad del suelo en la zona estudiada es ústico hasta altitudes alrededor de 1100 m, y que es údico por encima de ésta. Igualmente, se ha obtenido que el régimen de temperatura es mésico hasta 1400 m de altitud, frígido entre 1400 y 1700 m, y por encima de esta altitud, frígido si el suelo presenta horizonte O, y cryico si este horizonte no aparece en el perfil.

Taxonómicamente los suelos presentan una gran variabilidad, con 16 subgrupos de Soil Taxonomy, y 20 familias (Tabla 2). La

característica más significativa es la abundancia de familias texturales esqueléticas, e incluso fragmentales. En los perfiles que no quedan incluidos en estas familias, el volumen de enraizamiento queda limitado por la presencia de contactos líticos. En la fracción fina predominan las texturas francas y arcillo-limosas. Se alcanzan porcentajes de arcilla de hasta el 55%, y en siete perfiles estos porcentajes son más altos que el umbral superior definido por Gandullo (1998) para el pino silvestre. El pH de estos suelos se encuentra entre 6'7 y 8'3, apareciendo la mitad de los perfiles decarbonatados o con niveles muy bajos de carbonatos (Tabla 2).

TABLA 2. Clasificación de los perfiles y principales características de los 30 cm superficiales de los suelos de las parcelas estudiadas.

1	Clasificación suelo	2	3	4	5	6	7	8
P1	Eutrochrept lítico, franco, mezclado, frígido	8.1	10	5.3	0.21	161	7	F
P2	Udorthent lítico, esquelético franco, mezclado, calcáreo, frígido	8.0	43	4.4	0.18	82	6	F
P4	Udorthent típico, fragmental, mezclado, frígido	7.3	9	19.5	0.72	329	29	FL
P5	Rendoll cryico lítico, arcilloso, mezclado	6.7	9	9.4	0.40	189	6	AcL
P6	Rendoll lítico, arcilloso, mezclado, frígido	6.7	9	9.2	0.37	171	6	Ac
P7	Udorthent típico, esquelético franco, mezclado, calcáreo, frígido	8.0	42	7.1	0.26	94	11	F
P8	Cryochrept lítico, arcilloso, mezclado	6.7	0	10.5	0.43	161	6	FAC
P9	Rendoll típico, fragmental, mezclado, frígido	8.1	0	6.3	0.23	118	6	AcL
P10	Eutrochrept típico, esquelético arcilloso, mezclado, frígido	7.6	0	5.5	0.20	143	5	AcL
P11	Rendoll lítico, esquelético franco, mezclado, frígido	8.2	30	6.3	0.25	136	8	F
P12	Hapludalf lítico, esquelético arcilloso, mezclado, mésico	7.9	2	4.3	0.23	100	6	Ac
P13	Udorthent lítico, franco, mezclado, calcáreo, mésico	8.3	56	5.3	0.25	84	9	F
P14	Haplustalf ochréptico, esquelético franco, mezclado, mésico	8.3	23	4.6	0.18	386	4	F
P15	Haplustalf ochréptico, esquelético franco, mezclado, mésico	8.3	43	3.3	0.05	86	5	F
P16	Haplustoll lítico, esquelético franco, mezclado, mésico	7.5	0	3.8	0.18	114	5	FACAr
P17	Haplustoll lítico, esquelético franco, mezclado, mésico	8.3	33	4.1	0.10	86	5	F
P18	Eutroboralf típico, esquelético franco, mezclado, frígido	8.1	3	4.3	0.11	107	7	FL
P19	Udorthent lítico, franco, Mezclado, frígido	8.1	12	4.8	0.18	84	6	F
P20	Argiudoll típico, esquelético franco, mezclado, mésico	8.1	4	5.3	0.30	221	10	FAC
P21	Calciustoll údico, esquelético franco, mezclado, mésico	8.2	12	2.2	0.10	68	6	F
P22	Haplustalf údico, esquelético franco, mezclado, mésico	6.9	0	2.9	0.10	75	6	FAR
P23	Rendoll típico, esquelético franco, mezclado, mésico	6.7	0	4.3	0.16	94	8	

1: parcela; 2: pH; 3: carbonatos(%); 4: materia orgánica(%); 5: nitrógeno total(%); 6: potasio(mg.kg⁻¹); 7: fósforo(mg.kg⁻¹); 8: textura USDA, F: franca, FL: franco-limosa, AcL: arcillo-limosa, Ac: arcillosa, FAC: franco-arcillosa, FACAr: franco-arcillo-arenosa, FAR: franco-arenosa.

El análisis de correlación muestra una correlación positiva significativa ($p < 0.01$) entre las concentraciones de materia orgánica en los 30 cm superficiales del suelo y las de nitrógeno ($r = 0.97$), fósforo ($r = 0.80$), y potasio ($r = 0.58$), reflejando la dependencia de los citados elementos respecto al ciclo de la materia orgánica en estos sistemas forestales. En cualquier caso, esta relación varía en función de la altitud, de manera que es mucho más intensa a altitudes superiores a 1400 m, en las que los coeficientes de correlación aumentan para los tres elementos (N: $r = 0.99$; P: $r = 0.84$; K: $r = 0.92$) ($p < 0.01$). En cambio, a altitudes inferiores la correlación únicamente se mantiene para el nitrógeno ($r = 0.73$, $p < 0.01$), dejando de ser significativa ($p > 0.10$) tanto para el potasio como para el fósforo.

Para el total de las estaciones estudiadas, el IE75 tiene una correlación significativa positiva con la profundidad enraizable ($r = 0.45$, $p < 0.05$). Considerando dos clases de profundidad enraizable, superficial (profundidad menor de 50 cm) y no superficial (profundidad mayor de 50 cm) (Soil Survey Staff, 1992), el IE75 resulta ser significativamente mayor ($p < 0.10$) sobre suelos de familias no superficiales, que alcanzan un IE75 medio de 16.5 m ($n = 12$), que sobre suelos de familias superficiales, que presentan un IE75 medio de 13.5 m ($n = 10$).

Las características de fertilidad química del suelo no tienen una correlación significativa con el IE75, lo que concuerda con los resultados obtenidos por Monleón *et al.* (1997). Por ello, parece que la importancia que tiene el pH en los estudios a escala estatal (Gandullo y Sánchez, 1994) podría deberse, en parte, más a su posible correlación con la pluviometría que al efecto de la propia acidez o basicidad del suelo.

La altitud y la orientación por separado no tienen un efecto estadísticamente significativo sobre el IE75, pero sí su interacción, a pesar de lo limitado del número de parcelas

estudiado en cada caso. A altitudes superiores a 1400 m, las orientaciones Sur (IE75 medio de 16.9 m, $n = 6$) tienen crecimientos significativamente más rápidos que las orientaciones Norte (IE medio de 12.8 m, $n = 6$). Estas parcelas también tienen un índice de estación medio significativamente menor ($p < 0.10$) que el de las de orientación Norte y altitud inferior a 1400 m, cuyo IE75 medio es de 16.2 m ($n = 8$). Por el contrario, las parcelas con orientación Sur y altitud mayor de 1400 m tienen un IE75 medio de 16.9 m ($n = 6$), que es significativamente mayor ($p < 0.10$) que el de las de orientación Sur y altitud inferior a 1400 m, que sólo alcanzan un IE75 medio de 11.0 m ($n = 2$). El índice de estación de estas últimas parcelas también es significativamente menor ($p < 0.10$) que el de las de orientación Norte a la misma altitud. El bajo número de parcelas estudiadas en orientación Sur y baja altitud se debe a que aquí el pino silvestre ya queda desplazado en gran parte por *Pinus nigra ssp. salzmannii*.

Si realizamos el análisis de correlación por separado para las estaciones situadas por encima o por debajo de 1400 m de altitud, aparecen cambios significativos en la importancia de las diferentes características del territorio.

En las parcelas por encima de esta altitud ($n = 12$), la profundidad enraizable deja de estar correlacionada significativamente con el IE75, mientras que en las estaciones de altitud menor ($n = 10$), la correlación aumenta ($r = 0.67$, $p < 0.05$) en relación al total de las estaciones. Igualmente, el déficit de humedad acumulado, calculado según el modelo descrito, aparece como una variable con una correlación significativa negativa ($r = -0.90$, $p < 0.01$) con el IE75 para las parcelas a baja altitud.

Se obtiene un resultado aberrante, ya que la evapotranspiración real calculada también presenta una correlación significativa negativa ($r = -0.68$, $p < 0.05$) con el IE75. Esta evapotranspiración, a su vez, está correlacionada

positivamente con el déficit calculado ($r=0'64$, $p<0'05$), lo que sugiere que el modelo de balance hídrico utilizado da una importancia excesiva a las lluvias de verano, y que quizás éstas no son realmente eficaces para la evapotranspiración.

El análisis de modelos lineales generalizados muestra que la combinación de la orientación de la parcela, el carácter superficial o no del perfil del suelo, y la interacción de ambas variables tiene un efecto significativo ($R^2=0'69$, $p<0'05$) sobre la variabilidad en el IE75 a altitudes superiores a los 1400 m, si bien el número de parcelas estudiadas es limitado. Considerando la interacción de exposición y profundidad, las parcelas con orientación Sur y suelos no superficiales (IE75 medio de 21'5 m, $n=1$) tienen crecimientos significativamente mayores ($p<0'05$) que las parcelas de orientación Sur y suelo superficial (IE75 medio de 13'7 m, $n=5$), y que todas las parcelas con orientación Norte, ya tengan suelo superficial (IE75 medio de 13'9 m, $n=2$) o no-superficial (IE75 medio de 13'1 m, $n=4$).

Parece, por tanto, que a altitudes superiores a 1400 m, tanto el frío como la disponibilidad de humedad actúan como limitantes para el crecimiento del pino silvestre.

A altitudes inferiores a 1400 m, se obtiene un modelo muy satisfactorio de predicción del crecimiento mediante la siguiente regresión lineal:

$$IE75 = 28'1 - 0'06 * \text{Déficit}$$

$$(R^2=0'81, p<0'001, n=10)$$

A estas altitudes, por tanto, la humedad es claramente el factor limitante del crecimiento para esta especie.

CONCLUSIONES

El crecimiento de pino silvestre en el área estudiada está determinado, en gran manera, por las cualidades del territorio relacionadas con la disponibilidad de temperatura y por la disponibilidad de humedad. La

importancia relativa, o incluso la pérdida de importancia, de cada una de estas cualidades del territorio depende de la subzona más concreta de que se trate. Las características del territorio que pueden servir para caracterizar aquellas cualidades son, básicamente, altitud, orientación, y profundidad de suelo enraizable.

Así, para la Sierra de Odén, en general, el crecimiento del pino silvestre depende de la profundidad enraizable, pero no de la altitud o de la orientación de la ladera.

A altitudes inferiores a 1400 m dentro de la Sierra, la disponibilidad de humedad es, también, la cualidad determinante, de manera que el índice de estación a los 75 años, que varía a esta altitud entre 8 m y 25 m, depende en un 80% del déficit de humedad acumulado.

Sin embargo, a altitudes superiores a 1400 m, el intervalo de variación del IE75 es similar, entre 8 y 24 m, pero la situación es más compleja ya que hay influencia tanto de la disponibilidad de temperatura como de la de humedad. De esta forma, el crecimiento es menor en orientaciones Norte (IE75 medio de 13'3 m) que en orientaciones Sur (IE75 medio de 16'3 m), y dentro de éstas, hay una tendencia a un mayor crecimiento en suelos no-superficiales que en suelos superficiales.

REFERENCIAS

- Alberto, F., Arrúe, J.L. y Machín, M.. (1984). El clima de los suelos de la Cuenca del Ebro. I. Regímenes de humedad. *Anales de la Estación Experimental de Aula Dei*, 17(1/2): 7-20.
- CBDSA. (1983). *SINEDARES. Manual para la Descripción Codificada de Suelos en el Campo*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Ferrer, J. (1981). *Estudio Geológico, Edáfico y Fitoecológico de la Zona de Pastos del Valle de Tena (Huesca)*. Institución Fernando El Católico, Zaragoza.

- Gandullo, J.M. (1994). Valencia textural de las especies forestales. *Edafología*, 5: 41-46.
- Gandullo, J.M. y Sánchez, O. (1994). *Estaciones Ecológicas de los Pinares Españoles*. Colección Técnica, ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- García, J.L. y Tella, G. (1986). *Tablas de Producción de Densidad Variable para Pinus sylvestris L. en el Sistema Pirenaico*. Comunicaciones INIA, Serie Recursos Naturales nº43. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Gracia, C. (1991). *ECOSIM. Simulación y Análisis de Problemas en Ecología. Versión 39.01/A*. Dept. Ecología, Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Hall, D.G.M., Reeve, M.J., Thomasson, A.J. y Wright, V.F. (1977). *Water Retention, Porosity, and Density of Field Soils*. Tech. Mono. No.9. Soil Survey of England and Wales, Harpenden.
- Kimmins, H. (1992). *Balancing Act. Environmental Issues in Forestry*. UBC Press, Vancouver.
- Monleón, V., Caja, E. y López, M. (1997). Limitación de la producción por nutrientes en cinco comunidades forestales en Valsain (Segovia). In F. Puertas y M. Rivas (Eds.), *I Congreso Forestal Hispano-Luso, vol. II*, Gobierno de Navarra, Pamplona, 431-436.
- Montero de Burgos, J.L. (1982). El clima y la introducción de especies. In *Principios de Introducción de Especies*. INIA, IUFRO, Lourizán, Pontevedra, 215-239.
- Nicolás, A. y Gandullo, J.M. (1969). *Ecología de los Pinares Españoles II. Pinus sylvestris L.* Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- Page, A.L., Miller, R.H. y Keeney, D.R. (1982). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Second Edition*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, EEUU.
- SAS Institute. (1989). *SAS/STAT User's Guide, Version 6, 4th Edition*. SAS Institute Inc., Cary, EEUU.
- Soil Survey Staff. (1996). *Keys to Soil Taxonomy, Seventh Edition*. NRCS, United States Dept. of Agriculture, Washington, D.C..
- Wickramasinghe, A. (1988). Modeling tree growth potential based on effective evapotranspiration. *Forest Science*, 34(4): 864-881.

DETERMINACIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS DEL ALTOARAGÓN POR TAMIZADO EN HÚMEDO Y LLUVIA SIMULADA

C. MARTÍ, D. BADÍA y M.A. BUESA

Área de Producción Vegetal. Escuela Universitaria Politécnica de Huesca (Universidad de Zaragoza). Carretera Cuarte s/n. 22071 Huesca.

Abstract: Soil aggregate stability is a main factor controlling soil physical properties. This study was conducted to determine soil aggregate stability comparing two analytical methods (wet sieving and laboratory rainfall simulator) using the destructive energy of water. The soils used in this study are Regosols, Cambisols, Phaeozems, Calcisols, Kastanozems and Gypsisols from Huesca province. 72 horizons sampled from these soils were used. A significant difference ($p < 0,01$) was observed between the methods tested. Aggregate stability derived from the two procedures was significantly correlated ($p < 0,01$) with soil organic matter content.

Key words: Aggregate stability, wet sieving, laboratory rainfall simulator, Huesca.

Resumen: La estabilidad estructural de los suelos es una propiedad física que condiciona diversos parámetros. En el presente estudio se determinó la estabilidad estructural de los agregados del suelo comparando dos métodos analíticos (tamizado en húmedo y lluvia simulada) basados en la capacidad destructiva del agua. Se analizaron 72 horizontes muestreados en suelos clasificados como Regosoles, Cambisoles, Phaeozems, Calcisoles, Kastanozems y Gypsisoles. Se hallaron diferencias significativas ($p < 0,01$) entre los dos métodos analíticos utilizados, pudiéndose relacionar con la energía con la que se aplicó el agua. Para ambos métodos, la estabilidad estructural se correlacionó positivamente ($p < 0,01$) con el contenido de materia orgánica de los suelos.

Palabras clave: Estabilidad estructural, tamizado en húmedo, simulador de lluvia, Huesca.

INTRODUCCIÓN

Una de las propiedades edáficas que permite diferenciar un suelo del material geológico es la estructura (Porta *et al.*, 1999). Esta propiedad física expresa la distribución espacial y la organización de las partículas del suelo (Hillel, 1980) y condiciona parámetros edáficos tan importantes como la circulación del agua y el aire (De Ploey y Poesen, 1985; Bryan *et al.*, 1989). Una cualidad edáfica derivada de la estructura es la estabilidad estructural de los agregados, que puede defi-

nirse como el resultado de la fuerza de unión entre las partículas elementales de los agregados del suelo siendo de gran importancia en la protección contra la pérdida de suelo por erosión (Cerdà, 1998).

Los objetivos de este estudio son: comparar dos métodos analíticos de determinación de la estabilidad estructural, basados en la capacidad destructiva del agua y evaluar la influencia de algunas características edáficas de diversos suelos de la provincia de Huesca, sobre esta propiedad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los suelos estudiados se localizan en la provincia de Huesca, al NE de la Península Ibérica. Para el presente estudio se escogie-

ron 4 zonas (denominadas A, B, C y D, respectivamente) en las que se seleccionaron 22 perfiles (Fig.1).

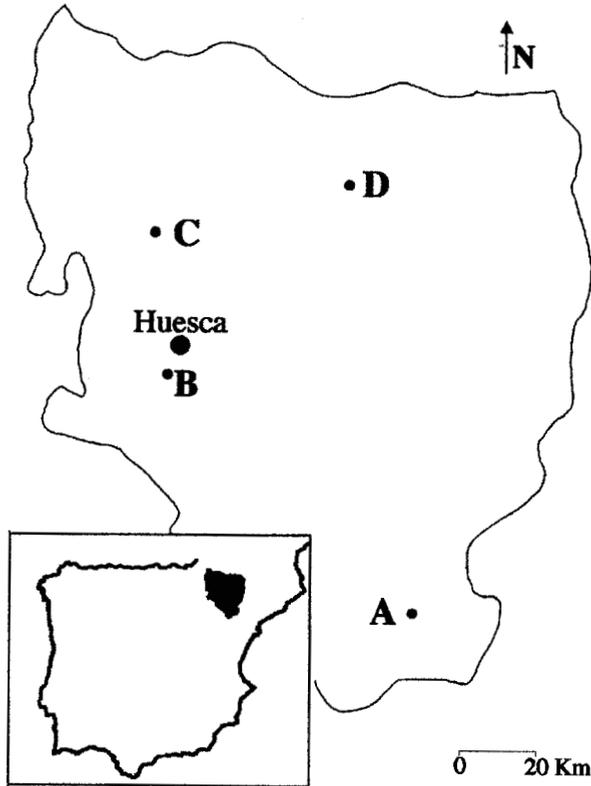


FIGURA 1. Localización de las cuatro zonas de estudio.

Los horizontes genéticos muestreados (72 en total) presentan una gama de propiedades físico-químicas derivadas de la influencia de los diferentes procesos edáficos presentes en cada zona. La morfología de los suelos estudiados varía sensiblemente con los cambios de litología, climatología y vegetación. La relación de los factores formadores de los mismos se muestra en la tabla 1.

La descripción morfológica de los perfiles se ha realizado según SINEDARES (CBDSA, 1983) y FAO (1988), detallándose en anteriores trabajos (Badía *et al.*, 1998; Simón *et al.*, 1998; Badía y Martí, 1999). Según la Base de Referencia Mundial para los Recursos de Suelos (FAO, 1998), 5 de los perfiles se han clasificado como Regosoles, 5 como Cambisoles, 4 como Phaeozems, 3 como Calcisoles 3 como Kastanozems y 2 como Gypsisoles.

TABLA 1. Factores formadores de las cuatro zonas estudiadas.

Factor/Loc.	A	B	C	D
Litología	Calizas, margas y yesos del Oligoceno, yesos y materiales de relleno del Holoceno	Margas con alternancia de areniscas. Glacis	Arcillas, areniscas y conglomerados morrénicos y	Flysch del Eoceno medio, depósitos glacio-lacustres del Holoceno
Tª / P mm	15,2 / 350	14,5 / 650	8,0 / 902	9,8 / 1261
Edafoclima	Térmico Aridico / Xérico	Térmico Xérico	Mésico Údico	Mésico / Frígido Údico
Vegetación potencial	Maquia de coscoja y escambrón	Carrascal continental	Pinar musgoso con hayas	Pinar musgoso, prados y pastos
Vegetación Actual	Romerales, espartales y maquia degradada	Cutivos de cereal	Pinar musgoso con hayas	Pinar musgoso, prados y pastos
Nº perfiles	4	2	14	4
Nº horizontes	15	8	42	7

Para el presente estudio se han seleccionado agregados de 1-2 mm, en muestras no almacenadas más de 3 semanas, tamizados en seco evitando al máximo su compresión para prevenir variaciones en sus propiedades físicas (Murer y Kandeler, 1993). Se han aplicado dos métodos para la evaluación de la estabilidad estructural: El tamizado en húmedo (Kemper y Koch, 1966; Kandeler, 1996) y el test del simulador de lluvia de laboratorio (García, 1992).

El método de tamizado en húmedo (% SAS) se aplicó por sextuplicado a cada una de las muestras. El procedimiento consiste en someter una muestra de suelo (4 g) a un proceso de inmersión continuada (46 inmersiones min^{-1}) en 80 ml de agua destilada durante 5 minutos. Los agregados estables remanentes se secan a 105°C, para posteriormente sumergirlos en 50 ml de difosfato tetrasódico durante 2 horas. Después de este tratamiento se lavan, secan y pesan las partículas de arena, determinándose el porcentaje de agregados estables según la siguiente expresión matemática:

$$\% \text{ SAS} = [(M2-M3)/W - (M3-M1)] * 100$$

donde,

SAS = agregados estables (% , p/p)

M1 = tara del recipiente (g)

M2 = tara del recipiente más peso de los agregados estables y

de la arena (g)

M3 = tara del recipiente más masa de la arena (g)

W = peso de la muestra (g)

El método del simulador de lluvia de laboratorio (% EA) se realizó por triplicado. Dicho método se basa en suministrar un volumen determinado de agua en forma de gotas ("lluvia artificial") sobre una muestra de suelo (4 g). Se ha utilizado un recipiente estriado de PVC de 14 cm de altura, abierto en su parte superior y con un diámetro interior de 7,2 cm. Las gotas se generan con agua destilada a partir de 11 boquillas de pipetas automáticas. El peso de cada una de las gotas ha sido, aproximadamente, de 0,1 g. Las gotas se dejan caer desde una altura de 100 cm sobre los agregados dispuestos homogé-

neamente sobre un tamiz de 0,25 mm de luz, humectados previamente por pulverización. La cantidad de agua suministrada ha sido de 150 ml con una intensidad de $13,8 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ (Benito *et al.*, 1986; García, 1992). Tras suministrar volumen de agua anteriormente mencionado, se lavan los agregados estables remanentes con agua destilada y se secan a 105°C hasta alcanzar un peso estable. Una vez pesados se humedecen nuevamente dejando transcurrir 2 horas. Posteriormente se pasa la muestra por el tamiz. Las partículas de arena mayores a 0,25 mm se secan a 105°C y se pesan. Una vez realizada la última pesada se puede conocer el porcentaje de agregados estables (% EA) realizando los siguientes cálculos:

$$\% \text{ EA} = [(A-B)/(W - B+T)] * 100$$

siendo

EA = agregados estables (% p/p)

T = tara del recipiente (g)

A = tara del recipiente más el peso de los agregados estables y la arena (g)

B = Tara del recipiente más la masa de arena (g)

W = peso de la muestra (g)

Para evitar la deshidratación del yeso, las muestras que lo contenían se secaron a una temperatura de 50°C hasta peso constante.

Los horizontes de cada uno de los suelos se analizaron según la metodología oficial (MAPA, 1994). Las características físico-químicas generales de los horizontes genéticos

TABLA 2. Características generales de los horizontes estudiados. Valores medios por horizonte genético, desviación estándar (s.d.) y coeficiente de variación (c.v.) en porcentaje.

Hor.		pH H ₂ O	CO ₃ ²⁻ (%)	SO ₄ ²⁻ (%)	M.O. (%)	Nt (%)	Ca	Mg	K	Da	Dr	Aren	Arc.
							(cmol _c kg ⁻¹)			(Mg m ⁻³)		(%)	(%)
A	media	7,5	10,8	0	3,5	0,25	12,6	1,86	0,39	1,20	2,53	31,6	25,9
	s.d.	0,6	13,9		2,5	0,1	7,0	3,26	0,23	0,2	0,10	11,4	7,7
	c.v.	7,4	128		70,0	58,1	55,3	175	59,30	16,2	4,80	36,0	29,5
Ay	media	7,9	21,8	36,9	3,5	0,19	18,4	0,18	0,34	1,13	2,56	-	-
	s.d.	0,1	0,4	16,4	1,4	0,1	0,8	0,2	0,20	0,1	0,10		
	c.v.	1,4	1,6	44,6	38,9	25,5	4,2	100	58,20	8,8	5,80		
Bw	media	7,7	3,1	0	1,2	0,12	8,9	0,15	0,46	1,51	2,6	29,3	29,6
	s.d.	0,3	8,4		0,4	0,04	1,7	0,02	0,15	1,2	0,10	15,5	10,0
	c.v.	3,8	270		34,7	32,3	19,4	14,8	32,80	8,1	3,50	52,9	33,9
By	media	7,9	15,4	45,9	0,8	0,09	17,1	1,22	0,07	1,08	2,54	-	-
	s.d.	0,1	20,5	18,8	0,2	0,05	0,3	1,3	0,03	0,1	0,20		
	c.v.	0,8	133	41,0	19,9	52,3	1,8	106	46,20	7,5	6,20		
Bk	media	7,9	39,1	0	1,3	0,11	7,5	1,90	0,19	1,25	2,65	36,5	19,1
	s.d.	0,3	12,0		0,5	0,03	3,7	0,8	0,12	0,4	0,02	11,6	7,3
	c.v.	3,6	30,8		38,7	24,1	49,4	44,7	67,00	28,0	0,80	31,9	38,2
C	media	7,8	20,8	0	0,8	0,11	16,5	10,1	0,29	1,47	2,62	28,5	24,2
	s.d.	0,4	14,8		0,5	0,02	7,6	24,4	0,34	0,09	0,08	13,0	7,2
	c.v.	5,7	71,3		62,6	17,9	46,1	240	115,0	5,8	3,20	45,5	29,6
Cy	media	8,0	6,2	44,1	0,5	0,07	16,7	4,5	0,06	-	2,70	-	-
	s.d.	0,04	2,3	16,4	0,3	0,02	1,1	0,6	0,02		0,10		
	c.v.	0,4	36,6		37,1	58,7	25,0	6,4	13,80		2,80		
Ck	media	8,3	31,4	0	0,9	0,05	19,2	41,5	0,65	1,39	2,63	41,4	17,8
	s.d.	0,2	25,4		0,7	0,1	5,2	34,4	0,54	0,2	1,00	26,2	10,8
	c.v.	3,0	80,8		78,8		27,3	83,1	83,10	14,8	3,60	63,2	60,6

se muestran en la tabla 2. Los contenidos de materia orgánica, carbonatos y bases de cambio, son los parámetros edáficos que presentan mayor heterogeneidad. Dicha heterogeneidad viene motivada por la diferenciación en el clima y la litología existente entre las zonas de estudio.

El análisis estadístico de los resultados se ha elaborado con el programa StatView 4.5 (Abacus Concepts Inc., Berkeley, CA). Para evaluar las diferencias entre los dos métodos analíticos se ha realizado el test de la t-pareada [% SAS * % EA], con una significación de $p < 0,001$. Para determinar las diferencias entre el valor de estabilidad estructural de los diferentes horizontes genéticos, se ha realizado para cada método analítico, un análisis factorial [horizonte genético * estructura * zona de estudio] con una significación de $p < 0,05$. Los horizontes con

acumulaciones secundarias de carbonato o yeso se han considerado como un mismo grupo. También se han obtenido regresiones entre los dos métodos analíticos empleados y correlaciones de éstos con parámetros físico-químicos de los horizontes (test de correlación de Spearman).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 3 muestra los resultados medios de los índices de estabilidad estructural obtenidos para cada horizonte en cada una de las zonas de estudio. Se observa que los valores del conjunto de muestras estudiadas presentan un elevado rango de variación. Las determinaciones obtenidas por el método de tamizado en húmedo (% SAS), oscilan entre el 1,7 y el 90,0 %, mientras que los relativos a la lluvia simulada (% EA) varían entre el 11,0 y el 69,5 %.

TABLA 3. Valores medios de la estabilidad estructural de los agregados de cada uno de los horizontes genéticos. Valores medios por zonas. Entre paréntesis, valores mínimos y máximos.

Metodo	Zona	A	Bw	B(k,y)	C	C(k,y)
SAS (%)	A	77,41 (61,3 - 87,2)	-	49,28 (22,34 - 88,0)	65,84 (-)	73,30 (63,0 - 85,1)
	B	23,72 (13,2 - 37,7)	-	15,5 (-)	16,68 (7,6 - 33,2)	-
	C	82,04 (71,3 - 84,7)	69,28 (67,3 - 71,3)	22,57 (-)	-	-
	D	67,02 (12,0 - 90,0)	30,30 (1,7 - 83,8)	44,45 (-)	34,11 (9,1 - 78,9)	25,91 (20,5 - 31,3)
EA (%)	A	56,28 (49,2 - 65,1)	-	41,82 (20,3 - 69,5)	45,44 (-)	49,89 (40,4 - 63,5)
	B	35,64 (23,1 - 47,0)	-	26,55 (-)	21,03 (11,0 - 29,4)	-
	C	54,80 (51,3 - 54,4)	51,41 (51,3 - 51,5)	19,24 (-)	-	-
	D	49,60 (27,6 - 67,9)	35,66 (12,2 - 61,0)	42,20 (-)	39,92 (25,9 - 63,3)	29,17 (14,9 - 43,4)

Es destacable la diferencia existente en el valor máximo de agregados estables en cada uno de los métodos. Estos resultados pueden relacionarse con la forma en que se suministra la energía (por medio del agua) a las muestras, en cada uno de los tratamientos. El porcentaje máximo de agregados estables es menor (69,5%) cuando se utiliza el método del simulador de lluvia (% EA). Estos resultados indican una mayor energía destructiva del agua cuando se aplica en forma de gota coincidiendo con observaciones previas (Rose, 1960; Ternan *et al.*, 1996). Otro factor que también podría condicionar estos valores está relacionado con la humectación que se realiza antes de la aplicación de la lluvia simulada. Ésta puede producir interacciones entre los coloides del suelo causando fenómenos de hinchamiento y una importante ruptura de los agregados por estallido (García, 1992; Sort, 1997). Por el contrario,

en el método de tamizado húmedo (% SAS) los agregados del suelo se ven sometidos a una energía menor (Cerdà,1998), lo que hace incrementar el porcentaje máximo de agregados estables (90%).

Según los criterios propuestos por Ramos y Nacci (1997), los valores de estabilidad estructural referentes al método de Kemper y Koch pueden dividirse en tres grupos: uno de elevada estabilidad (valores de SAS >75%), que incluiría 20 horizontes; otro de estabilidad media (con valores comprendidos entre 50 y 75%), con 19 horizontes y un tercer grupo de estabilidad baja (SAS <50%) con 33 horizontes. Sin embargo, observando los valores obtenidos con la lluvia artificial, solamente aparecen dos grupos, uno de estabilidad media que incluye 27 horizontes y otro de estabilidad baja con los 45 horizontes restantes (Fig. 2).

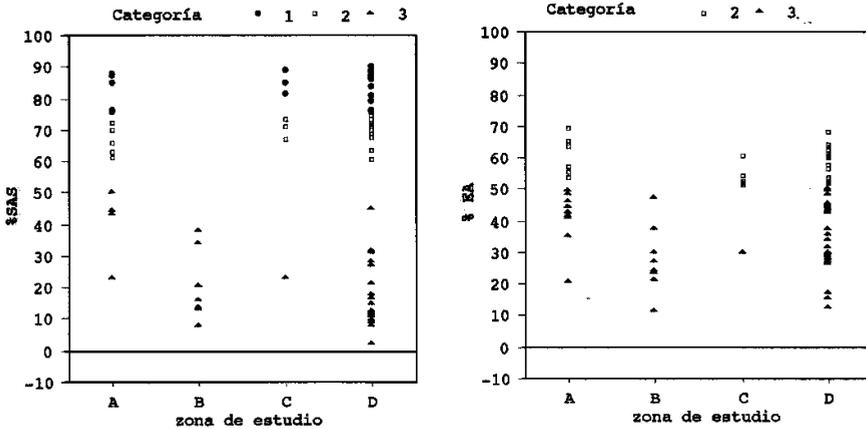


FIGURA 2. Clasificación de los valores de estabilidad estructural de las muestras estudiadas, según la zona de estudio y el método analítico empleado, SAS (izquierda) y EA (derecha). Categoría 1: índice de estabilidad >75%; categoría 2: índice de estabilidad 50-75%; categoría 3: índice de estabilidad <50%.

La desigualdad existente entre los dos tratamientos queda confirmada con el análisis estadístico (t-pareada), evidenciándose diferencias altamente significativas (p< 0,001) entre ellos. Sin embargo, se observa

que existe una correlación altamente significativa (r= 0,79; p< 0,001), reflejando una proporcionalidad entre los resultados obtenidos (Fig. 3).

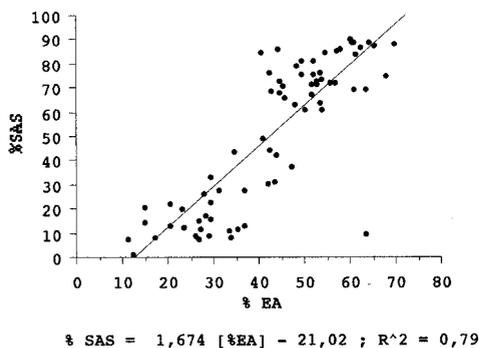


FIGURA 3. Correlación entre los valores porcentuales de estabilidad estructural obtenidos al aplicar los métodos de tamizado en húmedo (SAS) y de lluvia simulada (EA).

A partir de los valores de estabilidad de cada horizonte genético se ha realizado un análisis bifactorial para determinar su respuesta en cada uno de los métodos analíticos empleados (Tabla 4). En el método de tamizado en húmedo (% SAS), las muestras más estables corresponden a los horizontes organominerales (Ah, Ap y Ay). Los muestras menos estables son los horizontes de alteración mineral (Bw) y los horizontes C. Los horizontes con acumulación de carbonato cálcico secundario o yeso (Bk, By, Ck, Cy) presentan valores intermedios.

Los datos obtenidos por el método del simulador de lluvia (% EA), ponen de manifiesto que los horizontes A tienen una estabilidad estructural significativamente superior

TABLA 4. Resultados obtenidos del análisis bifactorial para la estabilidad estructural. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD 0,05) para cada uno de los métodos analíticos utilizados.

% SAS			% EA		
Factor	valor de F	valor de P	Factor	valor de F	valor de P
Horizonte	7,455	0,0083	Horizonte	5,456	0,0228
Zona estudio	9,603	0,0002	Zona estudio	5,709	0,0053
Hor. * Zona	0,868	0,5080	Hor. * Zona	0,184	0,9676

INFLUENCIA DEL HORIZONTE

% SAS			% EA		
Horizonte	n	Media	Horizonte	n	Media
A	31	66,1 a	A	31	49,8 a
Bw	15	35,5 c	Bw	15	37,8 b
B (k, y)	8	41,1 bc	B (k, y)	8	38,4 b
C	11	30,7 c	C	11	33,6 b
C (k, y)	7	58,9 ab	C (k, y)	7	44,0 ab

INFLUENCIA DE LA ZONA DE ESTUDIO

% SAS			% EA		
Zona	n	Media	Zona	n	Media
A	15	65,9 a	A	15	48,6 a
B	8	19,2 c	B	8	27,2 b
C	7	69,9 a	C	7	50,2 a
D	42	48,5 b	D	42	42,8 a

a los horizontes Bw, Bk, By y C. Los horizontes de descomposición del material original en los que se evidencian procesos de acumulación secundaria de carbonatos o yesos (Ck, Cy) presentan valores intermedios.

También se advierte que la zona de estudio B es la que presenta los suelos con menor estabilidad. La explicación de este hecho puede relacionarse con el manejo de éstos, ya que se trata de suelos agrícolas cultivados tradicionalmente con cereal de invierno.

A pesar de que los dos métodos de determinación de la estabilidad estructural utilizados emplean diferentes capacidades destructi-

vas del agua se observa que los horizontes ricos en materia orgánica tienen una estabilidad estructural superior al resto. Se ha observado la existencia de una relación entre estas dos variables mediante un ajuste logarítmico (Fig. 4). Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de la materia orgánica como agente estabilizador de la estructura e indica el efecto de este componente edáfico en la formación, sobre todo, de los macroagregados (Gerzabek, *et al.*, 1995). Relaciones similares han sido observadas con anterioridad por otros autores (Ternan *et al.*, 1996; Cerdà, 1998; Barragán *et al.*, 1999; Bonifacio *et al.*, 1999).

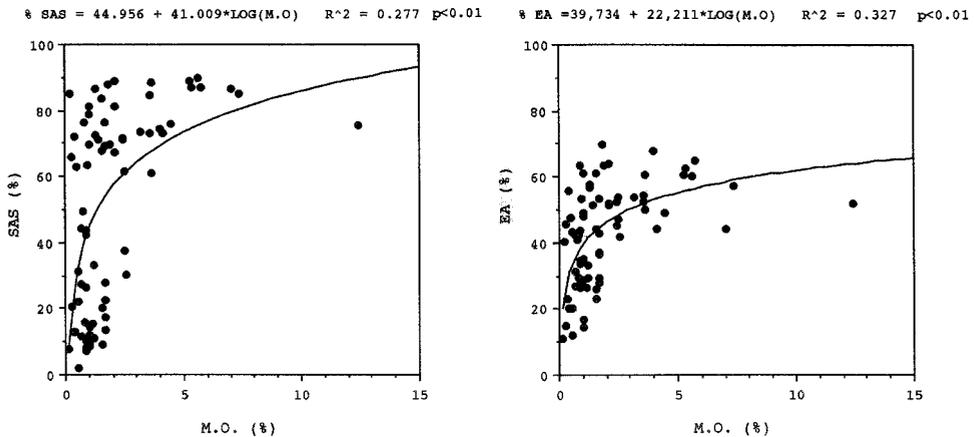


FIGURA 4. Relaciones logarítmicas entre el porcentaje de materia orgánica en los suelos estudiados ($n=72$) y el porcentaje de estabilidad estructural de los agregados por tamizado en húmedo (SAS) y lluvia simulada (EA).

En el método de tamizado en húmedo, el análisis factorial también evidencia la influencia de las acumulaciones secundarias de carbonatos y yeso en el grado de estabilidad estructural de los horizontes. Respecto los carbonatos, Le Bissonnais (1996) los consideró como uno de los factores más importantes en la formación de los agregados. Efectos análogos han sido observados en suelos forestales de naturaleza caliza en Navarra (Enrique *et al.*, 1999). La acción de estas acumulaciones residiría en el incremen-

to de rigidez de los materiales edáficos del horizonte en el que se localizan, causado sobre todo por la disminución de la cantidad de poros finos (Houman, 1999).

La presencia de yeso secundario en los horizontes también incrementa los valores de estabilidad. En este caso debe resaltarse la importancia de la morfología de las acumulaciones secundarias, y no tanto la cantidad en la que el yeso está presente en el horizonte. Cuando éste se presenta formando cristales lenticulares simples o compuestos con yeso

radial y en empalizada o bien como secciones polilenticulares, presenta tamaños entre 2 mm y 40 micras, de tal manera que se comportan como agregados endurecidos muy difíciles de destruir (Escudero, 1997). Sin embargo, el efecto cementante no es tan evidente cuando las acumulaciones son en forma de yeso microcristalino (constituido por cristales de tamaño cercano a 20 micras) que se reconoce en campo por su aspecto pulverulento y tacto farináceo.

CONCLUSIONES

Los dos métodos de estabilidad estructural de los agregados utilizados, aún manteniendo su proporcionalidad, presentan diferencias en el orden de magnitud de los valores obtenidos.

El tratamiento de tamizado en húmedo (% SAS) se ha revelado como el método que permite discriminar mejor el comportamiento de los suelos frente a las fuerzas destructivas del agua.

En este estudio se pone de manifiesto que el contenido de materia orgánica de los horizontes explica gran parte de la estabilidad estructural de los agregados del suelo. También se ha observado la influencia la acumulación de carbonatos y/o yesos secundarios en el incremento de este parámetro edáfico.

REFERENCIAS

- Badía, D., Martí, C. (1999). *Suelos del Pirineo Central: Fragen*. Edición a cargo de, I.N.I.A.; U.Z.; C.P.N.A.; I.E.A., Huesca. 190 pp.
- Badía, D., Escudero, L., Martí, C., Poch, R. M^a. (1998). *Soil genesis and classification on a semiarid hillslope of the central Ebro Valley (NE Spain)*. 16 Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Montpellier. Francia. Soporte informático.
- Barragán, M^a L., Jerez, D., Bescansa, P., Enrique, A. (1999). Study of stability of soils developed under beech forest in Mount Txangoa (Navarra, Spain). In: *Soils with Mediterranean Type of climate. 6th International Meeting. Extended abstracts*. Barcelona. 5-7.
- Benito, E.; Gómez, A., Díaz-Fierros, F. (1986). Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 9-10, 1115-1126.
- Bonifacio, E., Santoni, S., Scalenghe, R., Zanini, E. (1999). Aggregate stability in different soil horizons in the mediterranean area. In: *Soils with Mediterranean Type of climate. 6th International Meeting. Extended abstracts*. Barcelona. 11-13.
- Bryan, R.B., Govers, G., Poesen, J. (1989). The concept of soil erodibility and some problems of assessment and application. *Catena*, 16, 393-412.
- C. B. D. S. A. (1983). Manual para la descripción codificada de suelos en el campo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España. Madrid. 37 pp.
- Cerdà, A. (1998). Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* 32, 73-86.
- De Ploey, J., Poesen, J. (1985). Aggregate stability, runoff generation and interrill erosion. In: *Geomorphology and soils*. K.S. Richards, R. R. Arnett, S. Ellis (Eds.). George Allen & Unwin, London, 99-120.
- Enrique, A., Sádaba F.J., Barragán, M.E., Bescansa, P. (1999). The stability of soils in Aralar (Navarra, Spain). In: *Soils with Mediterranean Type of climate. 6th International Meeting. Extended abstracts*. Barcelona. 31-33.
- Escudero, L. (1997). *Génesis y clasificación de los suelos de una toposecuencia en el*

- Bajo Cinca (Huesca)*. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Universitaria Politécnica de Huesca. Universidad de Zaragoza.
- FAO (1988). *FAO-UNESCO: Soil map of the World. Revised Legend* World Soil Resources. Report, 60. Roma.
- FAO (1998). *FAO: World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports. Report 84. Roma.
- García, F. (1992). *Estudio sobre la estabilidad de los agregados en suelos, aspectos químicos y microbiológicos*. Trabajo de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Murcia.
- Gerzabek, M. H., Kirchmann, H., Pichlmayer, F. (1995). Response of soil aggregate stability to manure amendments in Ultuna long-term organic matter experiment. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 158 (3), 257-560.
- Hillel, D. (1980). Soil Structure and Aggregation. In: *Fundamentals of Soil Physics*. Academic Press, Inc. New York. 93-119.
- Houman, B. (1999). Effect of calcium carbonate accumulation on soil structure organisation and hydric behaviour of fersiallitic soils of Tunisia. In: *Soils with Mediterranean Type of climate. 6th International Meeting. Extended abstracts*. Barcelona. 49-51.
- Kandeler, E. (1996). Aggregate stability. In: *Methods in Soil biology*. F. Schinner, R. Öhlinger, E. Kandeler, R Margesin Eds. Springer-Verlag, Berlín. 390-395.
- Kemper, W.D., Koch, E.J. (1966). Aggregate stability and particule size distribution. In: *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods*. Agronomy Monograph, 9.
- Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47, 425- 437.
- MAPA (1994). *Métodos oficiales de análisis*. Vol. III. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Dirección General de Política Alimentaria. Madrid.
- Murer, E., Kandeler, E. (1993). Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma*, 56, 503-513.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ediciones Mundi-Prensa. 2ª Edición.
- Ramos, Mª C., Nacci, S. (1997). Estabilidad estructural de agregados superficiales en suelos del Anoia-Penedés (Barcelona) frente al humedecimiento y el impacto de las gotas de agua. *Edafología*, 3 (1), 3-12.
- Rose, C.W. (1960). Soil detachment caused by rainfall. *Soil Science*, 89, 28-35.
- Simón, C., Badía, D., Martí, C. (1998). *Caracterización físico-química y clasificación de los suelos del invernadero de la Escuela Universitaria Politécnica de Huesca*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Zaragoza.
- Sort, X. (1997). *Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora*. Tesis doctoral. Facultat de Ciències. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Ternan, J. L., Williams, A. G., Elmes, A., Hartley, R. (1996). Aggregate stability in Central Spain and the role of land management. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21, 181-193.

LA PROBLEMÁTICA DEL SELENIO EN SUELOS CONTAMINADOS DEL ESTADO DE CALIFORNIA (E.E.U.U.)

M. CAMPS ARBESTAIN

Depto. Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782-Santiago de Compostela.

Abstract. The episode of selenium (Se) contamination at Kesterson Reservoir (California, U.S.A.) (1978-1986) provided a unique opportunity to study the biogeochemistry of Se. Kesterson Reservoir is a man-made marsh comprising 12 evaporative ponds that became a disposal facility for saline drainage water (total storage capacity of $5.2 \times 10^6 \text{ m}^3$). Bioaccumulation and biomagnification of Se caused a high incidence of deformities and severe mortality in waterfowl hatchlings and resulted in the closure and drying up of the Kesterson Reservoir in 1986. The selenium in drainage waters ($0.1\text{-}1.4 \text{ mg L}^{-1}$) originated in soils of the west-central San Joaquin Valley which derived from alluvial deposits of pyritic shales with high levels of Se. This contamination event led to the investigation of different alternatives in order to remediate drainage waters and soils through biological and/or chemical Se removal processes. This review discusses the latest advances related to the different Se removal techniques which are currently under study.

Key words: Selenium, Kesterson Reservoir, drainage waters, soils, remediation

Resumen. La contaminación por selenio (Se) que tuvo lugar durante los años 1978-1986 en el Embalse de Kesterson ("Kesterson Reservoir") (California, E.E.U.U.) propició una oportunidad única para el estudio de la biogeoquímica del Se. Este embalse, que consta de 12 balsas evaporíticas con una capacidad de almacenamiento total de $5.2 \times 10^6 \text{ m}^3$, se utilizó como punto de descarga de aguas de drenaje procedentes del valle de San Joaquín (California) caracterizadas por tener una elevada salinidad. La detección de elevados niveles de Se en peces y síntomas de toxicidad en aves acuáticas en la zona obligaron al cierre, en el año 1986, de la entrada de aguas al embalse. El selenio presente en las aguas de drenaje ($0.1\text{-}1.4 \text{ mg L}^{-1}$) tiene su origen en los suelos del oeste del valle de San Joaquín formados a partir de sedimentos aluviales de lutitas piríticas con elevados contenidos en este elemento. A raíz de este problema se iniciaron una serie de estudios con el objetivo de encontrar un método viable para descontaminar los suelos y las aguas mediante procesos biológicos y/o químicos. En este artículo de revisión se discuten los últimos avances relacionados con las distintas alternativas de recuperación de aguas y suelos contaminados por Se que actualmente se encuentran en estudio.

Palabras clave: Selenio, Kesterson, aguas de drenaje, suelos, recuperación.

EL SELENIO

El selenio (Se) se encuentra ampliamente distribuido entre los materiales de la corteza terrestre aunque de forma poco uniforme (Magos y Berg, 1988). En la mayoría de sue-

los las concentraciones de Se varían entre 0.01 y 2 mg kg^{-1} (Mayland, 1994), mientras que concentraciones elevadas de Se se asocian generalmente a suelos formados a partir de materiales sedimentarios de origen marino (Presser, 1994). El selenio es un elemento

esencial en nutrición animal, actuando como cofactor de la enzima glutatión-peroxidasa que interviene en el metabolismo como antioxidante. Generalmente dietas con contenidos de Se de 0.1 a 0.3 mg kg⁻¹ proporcionan cantidades adecuadas de este elemento. Niveles de Se por debajo de estos valores pueden causar severos trastornos en el crecimiento, productividad y reproducción del ganado, mientras que concentraciones superiores a 2-5 mg Se kg⁻¹ son consideradas potencialmente tóxicas (Gissel-Nielsen et al., 1984). El estrecho margen existente entre concentraciones de Se adecuadas para la nutrición animal y concentraciones tóxicas justifican la necesidad de conocer en detalle los procesos que gobiernan su distribución en el medio ambiente (McNeal y Balistrieri, 1989). En plantas no se ha demostrado su esencialidad con la posible excepción de las plantas acumuladoras de Se (Läuchli, 1993). En cualquier caso, las plantas absorben el Se presente en la disolución del suelo incorporándolo de esta forma a la cadena trófica.

EL CICLO BIOGEOQUÍMICO DEL SELENIO

El selenio es un metaloide y como tal tiene propiedades químicas y físicas intermedias entre las de los metales y las de los no metales (Frankenberger y Karlson, 1994). Su ciclo biogeoquímico es análogo en algunos aspectos al del azufre (S) (Shrift, 1973) y, al igual que éste, se puede encontrar en diversos estados de oxidación: Se(VI) como selenato (SeO_4^{2-}), Se(IV) como selenito (SeO_3^{2-}), Se(0), y Se(-II) en forma de selenuros, ya sean orgánicos o inorgánicos.

El pH y las condiciones redox del medio juegan un papel importante en la especiación del Se (Fig. 1). Las sales de SeO_4^{2-} son muy solubles en agua, siendo este anión predominante en la disolución de los suelos básicos bien drenados. Las sales de SeO_3^{2-} son menos solubles y además este anión tiene una eleva-

da afinidad por las superficies reactivas de oxi-hidróxidos de Fe y Al, siendo adsorbido mediante un mecanismo de intercambio de ligandos (Neal et al., 1987; Neal y Sposito, 1989). Por otro lado, el selenio elemental, **Se (0)**, es muy insoluble en agua y tiene una cinética extremadamente lenta, por lo que es frecuente su presencia en medios oxidantes a pesar de ser termodinámicamente inestable en ellos (McNeal y Balistrieri, 1989). Los **selenuros** puedan hallarse formando sales con metales en yacimientos de sulfuros metálicos, todas ellas muy insolubles (McNeal y Balistrieri, 1989), mientras que en suelos también se pueden encontrar como compuestos orgánicos, algunos de ellos en disolución. Finalmente, las formas volátiles del Se más comunes son dimetilselenuros (**DMSe**; $[\text{CH}_3]_2\text{Se}$) y dimetildiselenuros (**DMDSe**; $[\text{CH}_3]_2\text{Se}_2$) con una toxicidad demostrada en ratas de entre 500 a 700 veces menor que la de los oxianiones SeO_4^{2-} y SeO_3^{2-} (Frankenberger y Karlson, 1994).

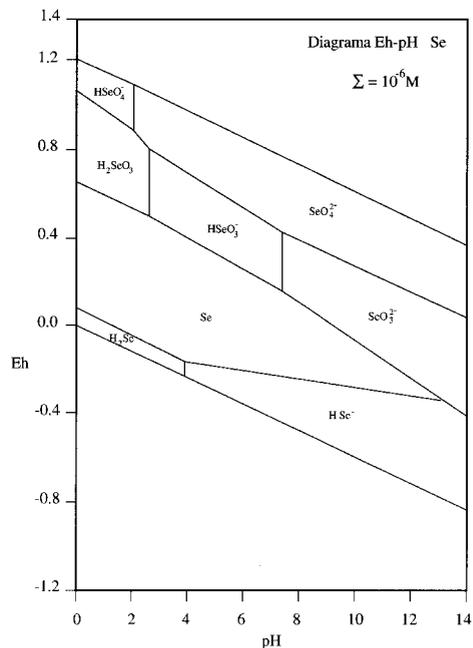


FIGURA. 1. Diagrama Eh-pH del sistema Se-H₂O ($\Sigma = 10^{-6}$ M).

Las **plantas** absorben e incorporan Se en su biomasa, aunque existen diferencias sustanciales en la concentración de Se de los tejidos vegetales según las distintas especies y también en cuanto a su tolerancia (Brown y Shrift, 1982). Las plantas acumuladoras de Se (p.e. *Astragalus*, *Machaeranthera*, *Haplopappus*, y *Stanleya*) pueden llegar a tener concentraciones de varios miles de mg kg⁻¹ en sus tejidos, mientras que las no acumuladoras, entre ellas la mayoría de plantas de cultivo, raramente alcanzan valores superiores a 50 mg Se kg⁻¹, aún creciendo en suelos con elevados contenidos en Se (Mayland et al., 1989; Wu, 1994). La absorción de Se tiene lugar preferentemente en forma de SeO₄²⁻. Este anión entra en los tejidos vegetales a través de las SO₄²⁻—transferasas, incapaces de discriminar entre ambos oxianiones, e interfiere en reacciones bioquímicas esenciales de las plantas al sustituir al S e incorporarse a aminoácidos proteicos para formar selenocisteína y selenometionina (Brown y Shrift, 1982; Läuchli, 1993). En el caso de las plantas acumuladoras el Se se incorpora a aminoácidos no proteicos por lo que no interfiere en el metabolismo de las mismas (Brown y Shrift, 1982). En cuanto a la capacidad de volatilizar Se por parte de las

plantas se observan importantes diferencias según sean o no acumuladoras de Se. Mientras las plantas acumuladoras producen DMDS_e, las no acumuladoras volatilizan Se en forma de DMSe (Lewis et al., 1974) y en menores cantidades (Duckart et al., 1992).

Las transformaciones **microbianas** del Se pueden afectar a la biodisponibilidad de este elemento respecto a plantas y animales (Doran, 1982; Oremland, 1994) (Fig. 2). Bacterias anaeróbicas o facultativas pueden utilizar SeO₄²⁻ como aceptor final de electrones en su respiración (reducción disimilatoria) y de esta forma reducirlo a SeO₃²⁻ y, en último término, a Se (0) (Oremland et al., 1989). También se ha observado la reducción microbiana de SeO₄²⁻ a SeO₃²⁻ y finalmente a Se(0) en procesos no relacionados con la respiración (Tomei et al., 1992; Lortie et al., 1992), posiblemente como mecanismos de detoxificación (Oremland, 1994). Los microorganismos también son capaces de volatilizar Se a DMSe y DMDS_e para lo que necesitan reducir previamente de forma asimilatoria el Se presente en el medio externo a selenuro orgánico (Oremland, 1994). Al parecer, el proceso de metilación microbiana del Se tendría una función detoxificadora (Losi y Frankenberger, 1997).

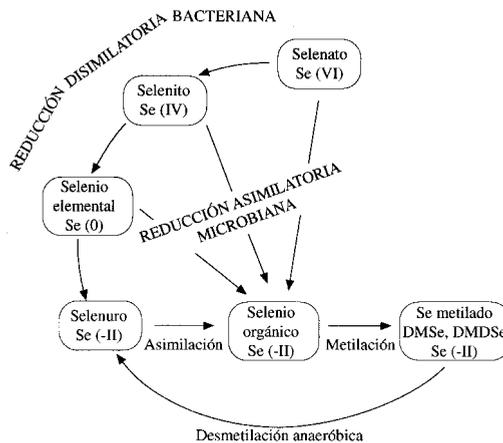


FIGURA 2. Sección del ciclo biogeoquímico del Se en el que intervienen transformaciones microbianas reductoras (Figura modificada de Oremland, 1994).

LA CONTAMINACIÓN POR SELENIO EN SUELOS Y AGUAS EN EL VALLE DE SAN JOAQUÍN (CALIFORNIA)

Antecedentes Históricos

California es una de las zonas con mayor producción agrícola a nivel mundial con una agricultura basada en el regadío. El valle de San Joaquín se encuentra entre las Sierras Costeras del Pacífico (“Coast Ranges”) y la Sierra Nevada, fronteriza con el Estado de Nevada, y abarca gran parte del centro de California (Fig. 3); tiene un clima árido, con una precipitación media anual menor de 200

mm al año. En los años 50 se empezó a utilizar agua procedente del norte de California para regar los campos de cultivos del valle de San Joaquín. La importación a gran escala de recursos hídricos junto con la textura fina de los suelos de la zona oeste del valle dieron lugar a la aparición de problemas de drenaje así como también problemas de salinidad (Fujii y Deverel, 1989). Con la utilización de drenes para hacer descender el nivel freático de los campos de cultivo surgió la necesidad de deshacerse de unas aguas de drenaje con elevados niveles de salinidad.

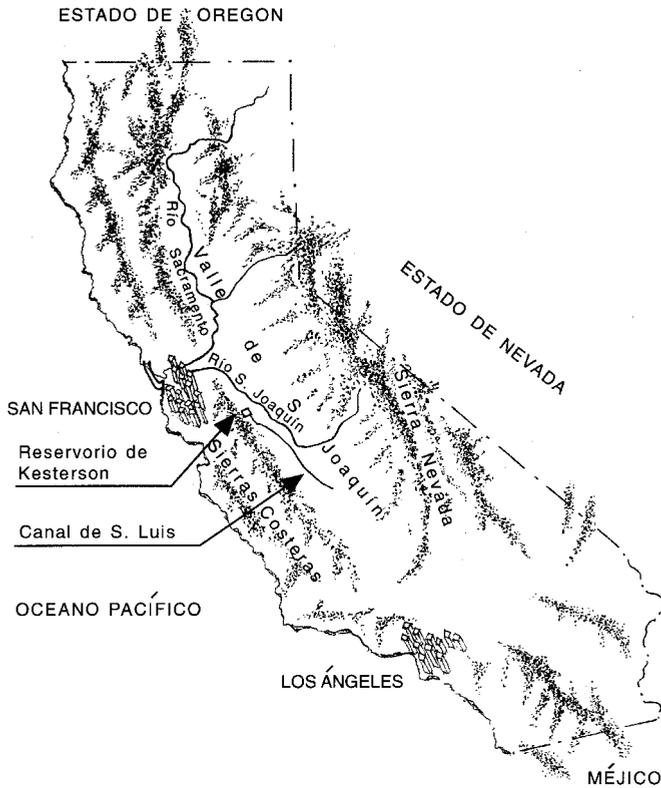


FIGURA 3. Localización del Embalse de Kesterson en California (E.E.U.U).

A mediados de los años 60, el “U.S. Bureau of Reclamation” (USBR) inició la construcción de un canal de grandes dimensiones, el canal de San Luis (“San Luis Drain”), que pretendía recoger las aguas de drenaje del valle y conducir las hasta el delta de los ríos San Joaquín y Sacramento (longitud total: 336 km) (Fig. 3). Kesterson fue designado como embalse regulador para controlar las descargas de las aguas de drenaje al delta. En el año 1975 se detuvo la construcción del canal de San Luis por problemas de financiación y presiones de grupos ecologistas, por lo que este embalse se convirtió en el punto de descarga final de las aguas del canal (Benson et al., 1993).

El Embalse de Kesterson consta de 12 balsas evaporíticas con una profundidad media de 1.2 m separadas por muros de contención de tierra y tiene una capacidad de almacenamiento de $5.2 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Fig. 4). El objetivo inicial en Kesterson consistía principalmente en maximizar la evaporación de las

aguas. El embalse está situado dentro de la ruta de aves migratorias del Pacífico, por lo que un segundo uso pretendía ser el de hábitat de especies salvajes, y por ello fue designado Refugio Natural (“Kesterson National Wildlife Refuge”) en el año 1970 (Fig. 4). Durante los primeros años de utilización del Embalse de Kesterson (1972-1978) el agua entrante era de buena calidad y proporcionaba un hábitat adecuado para miles de aves acuáticas migratorias. Sin embargo, a partir del año 1978 se inició la descarga de aguas de drenaje en el embalse y, fue a principios de los años 80 cuando se detectaron elevados niveles de Se en peces y síntomas de toxicidad por el mismo elemento en aves acuáticas (embriones con deformidades, mortalidad de adultos, esterilidad). Pronto se llegó a la conclusión de que las aguas de drenaje contenían elevados niveles de Se (Presser y Barnes, 1984) y, en el año 1986, se procedió al cierre de la entrada de aguas al embalse.

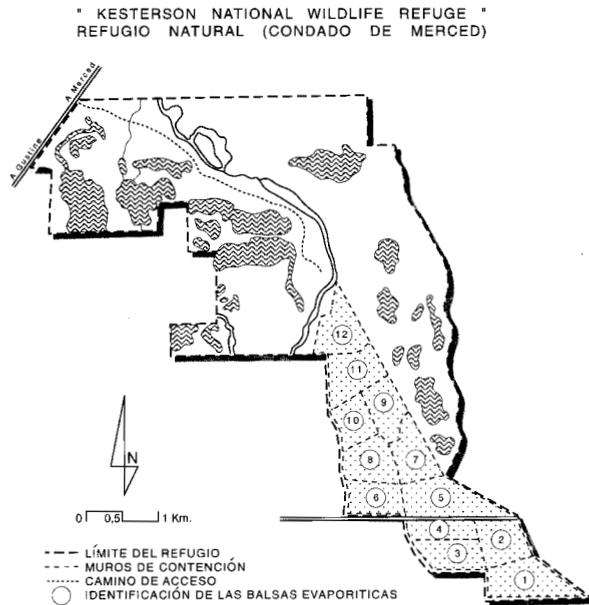


FIGURA 4. Refugio Natural de Kesterson (“Kesterson National Wildlife Refuge”) (Figura modificada de Presser y Barnes, 1984).

Origen del Se de las aguas de drenaje

Los suelos del oeste del valle se formaron a partir de sedimentos aluviales procedentes de lutitas piríticas que poseen elevados contenidos de sales solubles y elementos traza tales como As, B, Mo, Se, V y U. El selenio tiene probablemente su origen en las erupciones volcánicas que se produjeron durante el Período Cretácico depositándose en mares que invadieron una parte considerable del oeste de E.E.U.U. El selenio se incorporó en los sedimentos marinos y éstos sufrieron un plegamiento hace aproximadamente 60 millones de años formándose las Sierras Costeras del Pacífico ("Coast Ranges") (Presser, 1994). La oxidación de los selenuros presentes en estos sedimentos a SeO_4^{2-} explicaría los elevados niveles de este anión en la fracción soluble de los suelos de la zona afectada (Fujii y Deverel, 1989) y en las aguas de drenaje ($0.1\text{-}1.4 \text{ mg Se L}^{-1}$, 98% del Se en disolución como SeO_4^{2-}) (Presser y Barnes, 1984; Deverel y Millard, 1988).

Una vez embalsadas las aguas de drenaje en Kesterson, diversos procesos como la evaporación de las aguas, la absorción de Se por parte de plantas acuáticas, la posterior deposición de los detritos vegetales, así como la reducción microbiana de SeO_4^{2-} y SeO_3^{2-} en un ambiente reductor dieron lugar a la acumulación en superficie de formas de Se menos solubles como Se elemental (0), selenuros inorgánicos (e.g. FeSe , S_xSe^- , o HSe^-) y selenuros orgánicos (RSeR') (Weres et al., 1989), detectándose concentraciones de Se en estos sedimentos entre <1 y 700 mg kg^{-1} (Frankenberger y Karlson, 1988), con un valor medio de $\approx 10 \text{ mg kg}^{-1}$ en el año 1986 (Tokunaga et al., 1996).

RECUPERACIÓN DE LOS SUELOS CONTAMINADOS POR SELENIO Y MANEJO DE LAS AGUAS DE DRENAJE

Los objetivos que inicialmente se propusieron las partes implicadas en la recupera-

ción de los sedimentos de Kesterson, de acuerdo con los conocimientos sobre el tema que se tenían en ese momento, fueron el conseguir rebajar las concentraciones de Se a los siguientes valores: 4 mg kg^{-1} Se en el suelo, $2\text{-}5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ en el agua superficial, 3 mg kg^{-1} en los alimentos de las aves, y 5 mg kg^{-1} en los de los peces; y $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ en aguas freáticas (Benson et al., 1993). Los resultados obtenidos en los primeros estudios realizados en la zona tras detectarse la contaminación por Se reflejaron que, tras el cese de la entrada de aguas al embalse, muchas zonas se habían secado y los problemas de toxicidad habían disminuido drásticamente al convertirse la zona en hábitat terrestre. También se observó como el Se presente en los suelos podía ser volatilizado por microorganismos nativos a formas gaseosas de baja toxicidad. A raíz de estos resultados se procedió, en el año 1988, al relleno de las zonas más bajas con tierras no contaminadas con la finalidad de asegurar que en la época de lluvias el agua de drenaje se mantuviera 15 cm por debajo de la superficie del suelo (Benson et al., 1993), y así mantener el hábitat terrestre. A partir de allí se iniciaron distintas líneas de investigación con el objetivo de eliminar el Se presente en el suelo mediante la combinación de procesos de bioacumulación (absorción de Se por parte de las plantas) y de volatilización del Se por parte de las plantas y microorganismos (Benson et al., 1993).

Por otro lado, con el cierre de Kesterson reaparecía de nuevo el problema de los excedentes de aguas de drenaje procedentes de los campos de cultivo. Como primera medida se decidió conducir parte de las aguas de drenaje a balsas evaporíticas situadas en las propias fincas agrícolas (que no dejan de ser "mini-Kestersons") a la espera de desarrollar nuevas alternativas para descontaminar y desalinizar las aguas de drenaje (Thompson-Eagle y Frankenberger, 1991). Esta medida presenta el problema añadido de que, de acuerdo con las leyes del Estado de

California, las aguas con concentraciones de Se superiores a $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ son consideradas residuos peligrosos, por lo que la normativa (California SWRCB, 1987) obliga a la construcción de depósitos evaporíticos con una serie de dispositivos de seguridad que encarecen enormemente los costes de construcción (Hall et al., 1989).

Otra fracción de las aguas de drenaje está actualmente siendo transportada hasta el río San Joaquín. Sin embargo, para que los vertidos al río estén dentro de los márgenes permitidos es prioritario retirar previamente la mayor cantidad de Se posible de las aguas (Cantafío et al., 1996). Por todo ello se desarrollaron distintas líneas de investigación con el fin de intentar solucionar la problemática de las aguas de drenaje en California, las cuales se describen a continuación.

Manejo de las Aguas de Drenaje

Existen varias alternativas a las balsas evaporíticas que se construyen en California para el almacenamiento y evaporación de las aguas de drenaje de origen agrícola (Imhoff et al., 1993):

1) Por un lado estaría el *control del volumen del agua de drenaje* utilizando técnicas de manejo que reduzcan la cantidad de agua

generada basadas en aumentar la eficiencia en el riego (de hecho, esta medida ya se está llevando a cabo).

2) Por otro lado estaría la *reutilización del agua de drenaje* para otros cultivos más tolerantes a las sales, creando sistemas de cultivo por estadios múltiples, p.e. hortalizas – algodón – eucalipto – especies halófitas, en los que aumentaría el grado de tolerancia a las sales (Fig. 5). Con ello se conseguiría rebajar gran parte del volumen total de agua utilizada mediante procesos de evapotranspiración (Cervinka, 1994) (esta medida está actualmente en fase de demostración).

3) El *barbecho* de forma continuada sería lo aconsejable en zonas con graves problemas de drenaje y con elevados niveles de Se en sus aguas subsuperficiales, a la espera de una solución viable.

4) Intentar manejar de forma más *razonable las cargas y descargas de los acuíferos*.

5) Por último estaría el *tratamiento de las aguas de drenaje*. Sobre este tema hay varias líneas de investigación a nivel piloto: • reducción del SeO_4^{2-} y del SeO_3^{2-} a $\text{Se}(0)$ mediante cultivo de bacterias anaeróbicas (Macy, 1994; Cantafío et al., 1996), • reducción del SeO_4^{2-} y del SeO_3^{2-} a $\text{Se}(0)$ mediante un cultivo inicial de algas seguido por un cultivo de bacterias

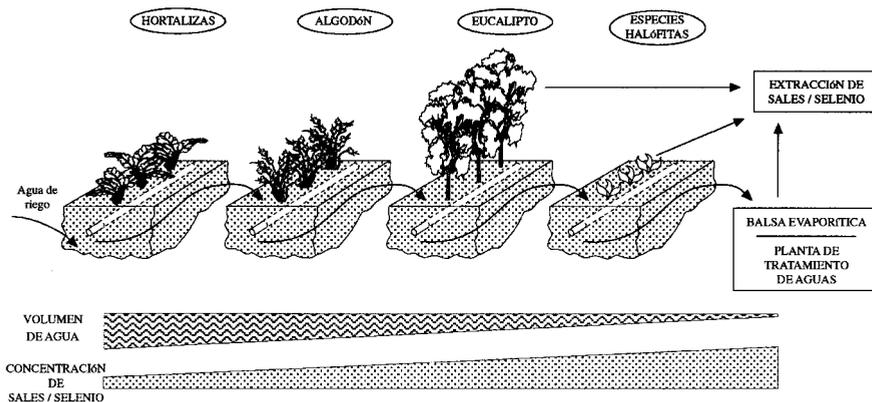


FIGURA 5. Sistema de cultivo por estadios múltiples (Figura modificada de Cervinka, 1994).

anaeróbicas (Oremland, 1991; Lundquist et al., 1994), • volatilización microbiana a DMSe y DMDS (Frankenberger y Karlson, 1994), • adsorción de SeO_3^{2-} sobre limaduras de Fe, • inmovilización química del SeO_4^{2-} y del SeO_3^{2-} con hidróxido ferroso (Manning y Bureau, 1995), • resinas de intercambio iónico, • ósmosis inversa y • desalinización con cogeneración utilizando energía residual para evaporar las aguas de drenaje (Hanna et al., 1990).

Hasta el momento se han realizado importantes progresos en el desarrollo de nuevas técnicas de tratamiento de aguas aunque, por ahora, ninguna de ellas está dentro de las posibilidades económicas de los agricultores. Los procesos de inmovilización geoquímica mediante precipitación y/o adsorción son, en general, más efectivos para la eliminación del SeO_3^{2-} , menos abundante en estas aguas, que la del SeO_4^{2-} . De todos los tratamientos descritos, probablemente el más prometedor es el reactor biológico, capaz de eliminar el Se de las aguas mediante cultivo de bacterias anaeróbicas, el cual se describe a continuación.

Cantafio et al. (1996) desarrollaron un reactor biológico inoculado con bacterias anaeróbicas (*Thauera selenatis*), aún en fase piloto, para el tratamiento de aguas de drenaje con elevados contenidos de SeO_4^{2-} y NO_3^- , en el que se utiliza acetato como fuente de C y de electrones. Las aguas de drenaje tratadas en estos estudios tienen unos niveles de Se, principalmente en forma de SeO_4^{2-} , entre 160 y 640 $\mu\text{g Se L}^{-1}$ y de NO_3^- entre 43 y 92 $\text{mg NO}_3\text{—N L}^{-1}$. Los resultados obtenidos han demostrado la eliminación en un 98% de los oxianiones de Se y del NO_3^- y en ningún caso se ha observado presencia de NO_2^- en las aguas una vez tratadas. El producto resultante de la reducción del SeO_4^{2-} y del SeO_3^{2-} es el Se(0), que representa del 91-96% del Se recuperado en las aguas. La extracción del Se(0) del flujo de salida del reactor se consigue mediante la adición de polímeros capaces de coagular y flocular este precipitado para

posteriormente separarlo por filtración o por flotación. El mayor inconveniente de este tratamiento es el coste de la alimentación de los microorganismos, por lo que actualmente se están estudiando fuentes alternativas de C y de electrones.

Descontaminación de los Suelos de Kesterson

Junto con la problemática de las aguas de drenaje se planteó la recuperación de los suelos de Kesterson contaminados por Se. Las distintas líneas de trabajo que sobre este tema se desarrollaron se describen a continuación.

Absorción de Se por parte de las plantas

El cultivo de plantas bioacumuladoras de Se tiene un doble objetivo: a) como medida para descontaminar suelos con elevados niveles de Se, p.e. Kesterson, de forma que una vez cosechadas las plantas, el Se se pueda retirar de la zona afectada, b) como medida para descontaminar aguas salinas de drenaje con elevados niveles de Se (como última etapa de los cultivos de estadíos múltiples descritos en el anterior apartado) (Parker y Page, 1994). En cualquiera de los dos casos, las plantas cosechadas, podrían posteriormente ser incorporadas a suelos con bajos niveles de Se, como es el caso de los suelos de la zona este del valle de San Joaquín, o bien ser utilizadas como aditivos en nutrición animal (Bañuelos et al., 1990). Además, con el cultivo de plantas también se contribuye a la extracción del Se del suelo mediante procesos de volatilización (Terry et al., 1992). Otra medida alternativa a la cosecha de los cultivos sería la incorporación de la biomasa vegetal a los suelos para con ello estimular la volatilización microbiana del Se (Frankenberger y Karlson, 1989).

Uno de los principales problemas a afrontar cuando se pretende cultivar plantas en Kesterson es la elevada salinidad y los elevados contenidos en B de los suelos, lo que obliga a utilizar especies que toleren

estas condiciones. Por otro lado, los elevados contenidos en SO_4^{2-} de estos suelos dificultan la absorción de Se por las plantas al competir con el SeO_4^{2-} en la absorción por las raíces (Mikkelsen et al., 1989). Otro factor a tener en cuenta es la necesidad de utilizar plantas con un sistema radicular extenso y profundo para extraer la máxima cantidad de Se posible del perfil (Parker y Page, 1994).

De las especies estudiadas, se ha observado que especies de la familia de las Brassicaceae, como *Brassica juncea* (plantas acumuladoras de S) son capaces de acumular Se y, además, de tolerar de forma moderada la salinidad (Bañuelos et al., 1993). Cabe mencionar que en dicho experimento el Se extraído por parte de las plantas representó <10% de las pérdidas de Se del suelo, por lo que otros procesos como la volatilización del Se por parte de las plantas y/o la volatilización microbiana contribuyeron a eliminar Se del sistema. Otras especies vegetales que ofrecen resultados prometedores como bioacumuladoras de Se son *Festuca arundinacea* (Wu et al., 1988; Wu y Huang, 1991) y, sobre todo, las acumuladoras de Se *Astragalus bisulcatus* y *A. racemosus* (Parker et al., 1991).

Sin embargo, el uso de especies vegetales no cultivadas hasta el momento tiene, por un lado, el inconveniente de que no muestran aptitudes agronómicas adecuadas para su cultivo extensivo al no haber sido mejoradas genéticamente y, por otro, la falta de un suministro suficiente de semillas para su uso agrícola (Parker y Page, 1994). Por último, hay que tener en cuenta que las plantas absorben Se de la disolución del suelo, preferentemente como SeO_4^{2-} , por lo que una vez agotada esta fracción, la capacidad de las plantas de extraer Se del suelo dependerá de la velocidad de los procesos químicos y microbianos capaces de convertir otras formas de Se a SeO_4^{2-} (Läuchli, 1993).

Volatilización microbiana del Se

Investigaciones realizadas por Frankenberg y colaboradores (Frankenberg, 1989; Frankenberg y Karlson, 1988, 1989; Calderone et al., 1990, etc.) demostraron que microorganismos presentes tanto en las aguas de drenaje contaminadas por Se como en los sedimentos del Embalse de Kesterson eran capaces de metilar Se preferentemente a DMSe. Esta reacción que tiene lugar en condiciones naturales puede acelerarse de forma importante mediante la adición de diversos substratos, como piel de naranja o caseína. Los experimentos realizados por Calderone et al. (1990) trabajando con columnas de suelos de Kesterson con una concentración inicial de $7.5 \text{ mg Se kg}^{-1}$ consiguieron volatilizar un 7.5 y un 7.7% del Se de los suelos en 140 días con la adición de piel de naranja y gluten, respectivamente.

Tanto bacterias como hongos son capaces de volatilizar Se y, en principio, se cree que dicho proceso tiene lugar como mecanismo de detoxificación (Frankenberg y Karlson, 1994). Estos microorganismos son capaces de metilar Se a partir de compuestos de Se tanto orgánicos como inorgánicos (Frankenberg y Karlson, 1994). Sin embargo, en condiciones óptimas para el crecimiento microbiano, es el contenido de Se soluble en agua el factor que controla el proceso de metilación del Se (Karlson y Frankenberg, 1988). En general, el proceso de volatilización microbiana del Se se acelera mediante la adición de fuentes de C, bajo condiciones aeróbicas, humedad adecuada y elevadas temperaturas. Las prácticas de laboreo son necesarias para aumentar la porosidad y facilitar de esta manera la difusión de las formas metiladas de Se, así como para romper las costras que aparecen en superficie como consecuencia del riego por aspersión. El riego con alternancia de períodos húmedos y secos permite la liberación de Se asociado a la materia orgánica que, de esta forma, queda disponible para los microorganismos. En

todo caso, es conveniente que el riego se realice con moderación para evitar el lavado de las formas solubles de Se en el perfil.

El uso de modelos matemáticos para el estudio de la dispersión del Se en forma gaseosa demuestra que el DMSe se diluye en la atmósfera y se aleja del foco de contaminación, por lo que es probable que el impacto en el entorno de Kesterson sea mínimo (Thompson-Eagle y Frankenberger, 1991). Las reacciones de desmetilación que pudieran tener lugar en condiciones aeróbicas darían lugar a la formación de SeO_4^{2-} mientras que en condiciones anaeróbicas se produciría H_2Se , gas muy tóxico pero al mismo tiempo muy inestable en condiciones aeróbicas en las que se oxida con facilidad (Oremland, 1994).

Inducción de condiciones reductoras

Sólo un 10% del Se presente en los sedimentos de Kesterson se encuentra en la actualidad en forma soluble en agua mientras que el 90% restante está inmovilizado en el sedimento superficial. Esta inmovilización tuvo lugar durante el período en el que los sedimentos permanecieron inundados por las aguas de drenaje contaminadas. Distintos procesos contribuyeron a esta inmovilización: la evaporación de las aguas, los procesos de absorción por parte de plantas acuáticas y la posterior deposición de detritos vegetales, así como la reducción microbiana de SeO_4^{2-} y SeO_3^{2-} a formas menos solubles. Esta acumulación de compuestos de Se en los primeros centímetros de los sedimentos sugirió la posibilidad de inundar de nuevo Kesterson con aguas no contaminadas como alternativa de manejo.

Se realizaron diversas pruebas *in situ* durante un período de 2 años y se observó una disminución de hasta el 95%, 85%, y 75% en las concentraciones de Se en aguas, vegetación e invertebrados, respectivamente (Weres et al., 1989). Tokunaga et al. (1996) trabajando con columnas de suelos contaminados artificialmente con Se en condiciones

de saturación observaron que el SeO_4^{2-} se reducía a SeO_3^{2-} y éste posteriormente a $\text{Se}(0)$, con lo que se conseguía la eliminación del Se presente en disolución en menos de 4 semanas. Estos investigadores consiguieron incluso acortar este período de tiempo al añadir a las columnas materia orgánica, acelerando con ello el crecimiento microbiano y, por tanto, acelerando también la reducción disimilatoria de los oxianiones de Se a $\text{Se}(0)$.

Esta alternativa de manejo, si bien no consigue extraer el Se de la zona afectada, logra inmovilizarlo en forma de $\text{Se}(0)$, muy insoluble en agua. Sin embargo, poco se sabe sobre la cinética de reoxidación del $\text{Se}(0)$ y sobre su biodisponibilidad. Estudios de laboratorio recientes sugieren que la reacción de oxidación del $\text{Se}(0)$ en suelos es principalmente de naturaleza biótica y se produce, bajo determinadas condiciones, a velocidades relativamente lentas para dar lugar a SeO_3^{2-} o una combinación de SeO_3^{2-} y SeO_4^{2-} (Losi y Frankenberger, 1998). Posiblemente en condiciones de campo esta reacción sea mucho más lenta, tal como parecen indicar los datos que se disponen de Kesterson (Tokunaga et al., 1991). En cualquier caso, la alternativa de inundar la zona con agua no contaminada, si bien se propuso en su momento, fue posteriormente abandonada (Weres et al., 1989) posiblemente por el elevado coste del agua en ecosistemas de clima árido.

Camps Arbestain (1998) trabajando con adiciones de paja de cebada en sedimentos de Kesterson en invernadero observó, en condiciones de capacidad de campo (potencial hídrico -33kPa), un comportamiento del Se en disolución similar al descrito por Tokunaga et al. (1996): el selenato en disolución desaparecía rápidamente al añadir materia orgánica a los suelos, apareciendo a continuación un incremento del SeO_3^{2-} que posteriormente desaparecía. El balance de masas que se realizó con las distintas fracciones de Se estudiadas (adsorbido, volatilizado, aso-

ciado a carbonatos, etc.) indicó la precipitación del Se soluble a Se(0), aunque problemas analíticos de detección impidieron probar dicha hipótesis. En este estudio, el selenio volatilizado sólo representó el 5% del eliminado de la disolución.

Cabe mencionar que los experimentos de Tokunaga y colaboradores (1996) se realizaron utilizando concentraciones iniciales de Se en disolución 1000 veces superiores a las concentraciones típicas de las aguas de drenaje de Kesterson para con ello evitar los problemas de detección que sí aparecieron en los estudios de Camps Arbostain (1998). En todo caso, se observan tendencias similares en el comportamiento del Se en disolución en ambos trabajos. La alternativa de añadir materia orgánica en condiciones de humedad adecuadas para inducir el crecimiento acelerado de los microorganismos y, con ello, inducir localmente condiciones anóxicas en el suelo es, posiblemente, más viable que la idea de inundar Kesterson, si bien para estudiar la viabilidad de esta alternativa es indispensable realizar experimentos en Kesterson *in situ*, así como también profundizar en el estudio sobre la posible reoxidación del Se(0).

CONSIDERACIONES FINALES

El futuro de la agricultura en California depende del manejo adecuado de unas aguas de drenaje con elevados contenidos en sales y también, a menudo, con elevados contenidos en compuestos tóxicos. Los estudios emprendidos conducentes a desarrollar métodos de descontaminación del Se en aguas y en suelos mediante procesos biológicos y/o químicos se encuentran aún en etapa de desarrollo, tanto a nivel de laboratorio como a nivel piloto, debido a los elevados costes, problemas de ingeniería y/o falta de eficiencia de los procesos para conseguir reducir las concentraciones de Se a niveles no tóxicos. En otras palabras, aún no se ha encontrado el proceso o combinación de procesos que los agriculto-

res deben adoptar para solucionar el problema de las aguas de drenaje y que además sea aprobado por los organismos pertinentes.

REFERENCIAS

- Bañuelos, G.S., Cardon, G., Mackey, B., Ben-Asher, J., Wu, L., Beuselinck, P., Akohoue, S. y Zambruski, S. (1993). Boron and selenium removal in boron-laden soils by four sprinkler-irrigated plant species. *J. Environ. Qual.* 22, 786-792.
- Bañuelos, G.S., Meek, D.W. y Hoffman, G.J. (1990). Influence of selenium, salinity, and boron on selenium uptake in wild mustard. *Plant Soil.* 127, 201-206.
- Benson, S.M., Delamore, M. y Hoffman, S. (1993). Kesterson crisis. *J. Irrigation and Drainage Engineering.* 119, 471-483.
- Brown, T.C. y Shrift, A. (1982). Selenium: toxicity and tolerance in higher plants. *Biol. Rev.* 57, 59-84.
- Calderone, S.J., Frankenberger, W.T., Jr., Parker, D.R. y Karlson, U. (1990). Influence of temperature and organic amendments on the mobilization of selenium in sediments. *Soil Biol. Biochem.* 22, 615-620.
- California State Water Resources Control Board. (1987). Regulation of agricultural drainage to the San Joaquin River. Tech. Comm. Rep., SWRCB, Sacramento, CA.
- Camps Arbostain, M. (1998). Effect of straw amendment and plant growth on selenium transfer in a laboratory soil-plant system. *Can. J. Soil Sci.* 78, 187-195.
- Cantafio, A.W., Hagen, K.D., Lewis, G.E., Bledsoe, T.L., Numan, K.M. y Macy, J.M. (1996). Pilot-scale selenium bioremediation of San Joaquin drainage water with *Thauera selenatis*. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 3298-3303.
- Cervinka, V. (1994). Agroforestry farming system for the management of selenium and salt on irrigation farmland. in

- Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson, (eds.) Marcel Dekker, Inc. New York, NY, 237-250.
- Deverel, S.J. y Millard, S.P. (1988). Distribution and mobility of selenium and other trace elements in shallow ground water of the western San Joaquin Valley, California. *Environ. Sci. Technol.* 22, 697-702.
- Doran, J.W. (1982). Microorganisms and the biological cycling of selenium. *Adv. Microbiol. Ecology*. 6, 1-32.
- Duckart, E.C., Waldron, L.J. y Donner, H.E. (1992). Selenium uptake and volatilization from plants growing in soil. *Soil Sci.* 53, 94-99.
- Frankenberger, Jr., W.T. (1989). Dissipation of soil selenium by microbial volatilization at Kesterson Reservoir. Prepared for the U.S. Dept. of Interior. Bureau of Reclamation, December. Contract No. 7-FC-20-05240.
- Frankenberger, Jr., W.T. y Karlson, U. (1988). Dissipation of soil selenium by microbial volatilization at Kesterson Reservoir. December. U.S. Dept. of Interior, Bureau of Reclamation, Contract No. 7-FC-20-05240.
- Frankenberger, Jr., W.T. y Karlson, U. (1989). Environmental factors affecting microbial production of dimethylselenide in a selenium-contaminated sediment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1435-1442.
- Frankenberger, Jr., W.T. y Karlson, U. (1994). Microbial volatilization of selenium from soils and sediments. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson, (eds.) Marcel Dekker, Inc. New York, NY, 369-388.
- Fujii, R. y Deverel, S.J. (1989). Mobility and distribution of selenium and salinity in groundwater and soil of drained agricultural fields, western San Joaquin Valley. in *Selenium in Agriculture and the Environment*, L.W. Jacobs, (ed.) SSSA Special Publ. No. 23. Madison, WI, 195-212.
- Gissel-Nielsen, G., Gupta, U.C., Lamand, M. y Westernmarck, T. (1984). Selenium in soils and plants and its importance in livestock and human nutrition. *Adv. Agron.* 37, 297-459.
- Hall, S.K., Johnston, W.R. y Miller, W.J. (1989). Agricultural drainage water-how should it be regulated in California. *J. Irrig. Drain. Eng.* 115, 3-8.
- Hanna, G., Kipps, J.A. y Owens, L. (1990). Agricultural Drainage Treatment Technology Review. A Memorandum Report of the San Joaquin Valley Drainage Program. Sacramento, CA.
- Imhoff, E.A., Swain, D.G., Hamon, C.M. y Nishimura, G. (1993). Alternative drain water management options. R.G. in *Management of irrigation and drainage systems. Integrated perspectives*, R.G. Allen y C.M.U. Neale, (eds.) Proc. Natl. Conference on Irrigation and Drainage Engineering. Utah. Am. Soc. Civil. Eng. New York, NY, 621-628.
- Karlson, U. y Frankenberger, Jr., W.T. (1988). Effects of carbon and trace element addition on alkylselenide production by soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1640-1644.
- Läuchli, A. (1993). Selenium in plants: uptake, functions, and environmental toxicity. *Bot. Acta* 106, 455-468.
- Lewis, B.G., Johnson, C.M. y Broyer, T.C. (1974). Volatile selenium in higher plants. The production of dimethylselenide in cabbage leaves by enzymatic cleavage of Se-methyl selenomethionine selenonium salt. *Plant Soil.* 40, 107-118.
- Lortie, L., Gould, W.D., Rajan, S., McCready, R.G.L. y Cheng, K.-J. (1992). Reduction of selenate and selenite to elemental selenium by a *Pseudomonas stutzeri* isolate. *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 4042-4044.
- Losi, M.E. y Frankenberger, Jr., W.T. (1997). Bioremediation of selenium in soil and water. *Soil Sci.* 162, 692-702.

- Losi, M.E. y Frankenberger, Jr., W.T. (1998). Microbial oxidation and solubilization of precipitated elemental selenium in soil. *J. Environ. Qual.* 27, 836-843.
- Lundquist, T.J., Gerhardt, M.B., Green, F.B., Tresan, R.B., Newman, R.D. y Oswald, W.J. (1994). The algal-bacterial selenium removal system: Mechanism and field study. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson, (eds.) Marcel-Dekker, Inc. New York, NY, 251-278.
- Macy, J.M. (1994). Biochemistry of selenium metabolism by *Thauera selenatis* gen. nov. sp. nov. and use of the organism for bioremediation of selenium oxyanions in San Joaquin Valley drainage water. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson, (eds.) Marcel-Dekker, Inc. New York, NY, 421-444.
- Magos, L. y Berg, G.G. (1988). Selenium. in *Biological Monitoring of Toxic Metals*, T.W. Clarkson, L. Friberg, G.F. Nordberg y P.R. Soger, (eds.) Plenum Press, New York, NY, 383-405.
- Manning, B.A. y Burau, R.G. (1995). Selenium immobilization in evaporation pond sediments by in situ precipitation of ferric oxyhydroxide. *Environ. Sci. Tech.* 29, 2639-2646.
- Mayland, H.F. (1994). Selenium in plant and animal nutrition. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson (eds.) Marcel-Dekker, Inc. New York, NY, 29-45.
- Mayland, H.F., James, L.F., Panter, K.E. y Sonderegger, J.L. (1989). Selenium in seleniferous environments. in *Selenium in the Agriculture and the Environment*, L.W. Jacobs (ed.) SSSA Special Publication No. 23, Madison, WI, 15-50.
- McNeal, J. y Balistrieri, L.S. (1989). Geochemistry and occurrence of selenium: an overview. in *Selenium in Agriculture and the Environment*, L.W. Jacobs (ed.) SSSA Special Publ. No. 23, Madison, WI, 1-14.
- Mikkelsen, R.L., Page, A.L. y Bingham, F.T. (1989). Factors affecting selenium accumulation by agricultural crops. in *Selenium in Agriculture and the Environment* L.W. Jacobs (ed.) SSSA Special Publ. No. 23, Madison, WI, 65-94.
- Neal, R.H. y Sposito, G. 1989. Selenate adsorption on alluvial soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 70-74.
- Neal, R.H., Sposito, G., Holtzclaw, K.M. y Traina, S.J. (1987). Selenium adsorption on alluvial soils: I. Soil composition and pH effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 70-74.
- Oremland, R.S. (1991). Selenate removal from waste-water. U.S. Patent 5,009,786.
- Oremland, R.S. (1994). Biological transformations of selenium in anoxic environments. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson (eds.) Marcel-Dekker, Inc. New York, NY, 389-420.
- Oremland, R.S., Hollibaugh, J.T., Maest, A.S., Presser, T.S., Miller, L.G. y Culbertson, C.W. (1989). Selenate reduction to elemental selenium by anaerobic bacteria in sediments and culture: Biogeochemical significance of a novel, sulfate-independent respiration. *Appl. Environ. Microbiol.* 55, 2333-2343.
- Parker, D.R. y Page, A.L. (1994). Vegetation management strategies for remediation of selenium-contaminated soils. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson, (eds.) Marcel-Dekker, Inc. New York, NY, 327-342.
- Parker, D.R., Page, A.L. y Thomason, D.N. (1991). Salinity and boron tolerances of candidate plants for the removal of selenium from soils. *J. Env. Qual.* 20, 157-164.
- Presser, T.S. (1994). Geologic origin and pathways of selenium from California

- Coast Ranges to the west-central San Joaquin Valley. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson, (eds.) Marcel Dekker, Inc. New York, NY, 139-156.
- Presser, T.S. y Barnes, I. (1984). Selenium concentrations in waters tributary to and in the vicinity of the Kesterson National Wildlife Refuge, Fresno and Merced Counties, California. Water Res. Invest. Rep. 84:4112, U.S. Geol. Surv. Denver, CO.
- Terry, N., Carlson, C., Raab, T.K. y Zayed, A.M. (1992). Rates of selenium volatilization among crop species. *J. Environ. Qual.* 21, 341-344.
- Thompson-Eagle, E.T. y Frankenberger, Jr., W.T. (1991). Bioremediation of soils contaminated with selenium. *Adv. Soil Sci.* 17, 261-310.
- Tokunaga, T.K., Lipton, D.S., Benson, S.M., Yee, A.W., Oldfather, J.M., Duckart, E.C., Johannis, P.W. y Halvorsen, K.E. (1991). Soil selenium fractionation, depth profiles and time trends in a vegetated upland at Kesterson Reservoir. *Water, Air, Soil Pollut.* 57-58,31-41.
- Tokunaga, T.K., Pickering, I.J. y Brown, G.E., Jr. (1996). Selenium transformations in ponded sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 781-790.
- Tomei, F.A., Barton, L.L., Lemanski, C.L. y Zocco, T.G. (1992). Reduction of selenate and selenite to elemental selenium by *Wolinella succinogenes*. *Can. J. Microbiol.* 38, 1328-1333.
- Shrift, A. (1973). Metabolism of selenium by plants and microorganisms. in *Organic Selenium Compounds: Their Chemistry and Biology*, Klayman, D.L. y Gunther, W.H.H. (eds.) John Wiley & Sons, New York, NY, 763-814.
- Weres, O., Jaouni, A.R. y Tsao, L. (1989). The distribution, speciation and geochemical cycling of selenium in a sedimentary environment, Kesterson Reservoir, California, U.S.A. *Appl. Geochem.* 4, 543-563.
- Wu, L. (1994). Selenium accumulation and colonization of plants in soils with elevated selenium and salinity. in *Selenium in the Environment*, W.T. Frankenberger, Jr. y S. Benson (eds.) Marcel Dekker, Inc. New York, NY, 279-342.
- Wu, L. y Huang, Z.-Z. (1991). Selenium tolerance, salt tolerance, and selenium accumulation in tall fescue lines. *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 21, 47-56.
- Wu, L., Huang, Z.-Z. y Burau, R.G. (1988). Selenium accumulation and selenium-salt cotolerance in five grass species. *Crop Sci.* 28, 517-522.

SEIS.NET: SISTEMA ESPAÑOL DE INFORMACIÓN DE SUELOS EN INTERNET

D. DE LA ROSA¹, F. MAYOL¹, M. FERNÁNDEZ¹, D. MORENO¹, J. RUÍZ¹, J.A. MORENO¹, A. ROSALES¹, V. CASTILLO¹, F. MORENO¹, F. CABRERA¹, I. GIRÓN¹, R. CORDÓN¹, E. DÍAZ-PEREIRA¹,
J. SÁNCHEZ², J.C. COLOMER², C. AÑÓ², L. RECATALÁ²
J. ANTOINE³, S. MASUI³, R. BRINKMAN³
R. HORN⁴, N. PRANGE⁴

¹ CSIC, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, Reina Mercedes 10, 41012-Sevilla

² CSIC, Centro de Investigación de la Desertificación, Albal, 46470-Valencia

³ FAO, Servicio de Manejo de Tierras, Via di Caracalla, 00100-Roma

⁴ UCA, Instituto de Nutrición de Plantas y Ciencia del Suelo, Olshausenstr 40, 24118-Kiel

Abstract. SEIS.net: the Spanish Soil Information System on the Internet (Sistema Español de Información de Suelos en Internet) gathers the results of three different research Projects, MIMAM-CSIC, FAO-CSIC and SIDASS, all co-ordinated by the MicroLEIS group of IRNAS during the 1999-2001 period. Many of the information available on the current state of soil quality and soil degradation in Spain has been collected and turned into a working tool with the use of state of the art information and communication technologies. This information system works in three different levels, and going from the general to the specific, these are: **Level #1**, First Approach to Spanish Soils; **Level #2**, Digital Atlas of Soil Regions; and **Level #3**, On-line Soil Data Base. All three levels are easily accessible through the following Internet address: [Http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm](http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm), free of charge. **SEIS.net** can be a very handy working tool for decision making bodies such as public administration officials, soil experts or users when dealing with issues on conservation and use of Spanish soils under a sustainable development strategy.

Key words: Soil information system, information technology, quality and degradation of spanish soils, sustainable development, databases, GIS.

Resumen. SEIS.net (Sistema Español de Información de Suelos en Internet) recoge los resultados conseguidos en la ejecución de tres proyectos de investigación (MIMAM-CSIC, FAO-CSIC y SIDASS), coordinados por el grupo MicroLEIS del IRNAS, en el período 1999-2001. Haciendo uso de las más avanzadas tecnologías de la información y las comunicaciones, se ha tratado de recopilar y poner en 'formato útil' la información disponible sobre el estado actual de calidad y degradación de los suelos en España. El sistema se estructura en tres niveles de información, de menor a mayor detalle, **Nivel #1:** Primera Aproximación a los Suelos, **Nivel #2:** Atlas Digital de Comarcas de Suelos y **Nivel #3:** Base de

Datos de Suelos On-line, encontrándose todo ello libremente disponible en la siguiente dirección de Internet: [Http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm](http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm).

SEIS.net puede resultar una herramienta de gran utilidad a la hora de tomar decisiones, por parte de las administraciones, técnicos o usuarios directos de los suelos españoles, de cara a formular estrategias de uso y conservación de suelos para un desarrollo sostenible.

Palabras clave: Información de suelos, tecnología de la información, calidad y degradación de suelos españoles, desarrollo sostenible, bases de datos, SIG

INFORMACIÓN PRINCIPAL

El objetivo global del proyecto **SEIS.net** ha sido recopilar y poner en 'formato útil' la información disponible sobre el estado actual de calidad y degradación de los suelos en España. Para ello, se hace uso especial de INTERNET, sobre plataformas y entornos informáticos de bajo coste (sistema operativo LINUX sobre PCs, servidor WWW APACHE), respondiendo a la siguiente dirección WEB: [Http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm](http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm)

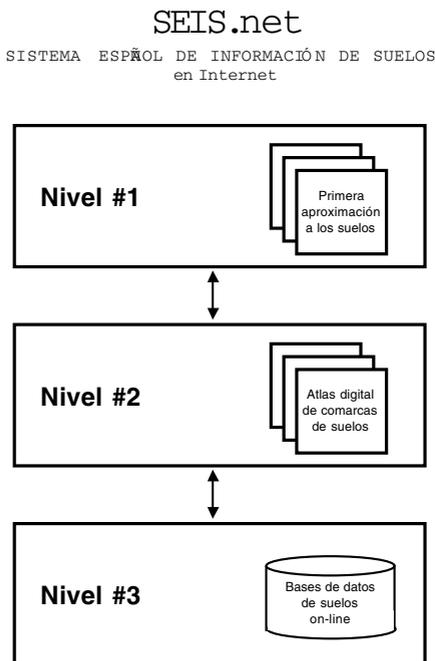


FIGURA 1. Esquema general de SEIS.net.

El sistema **SEIS.net** se estructura en tres niveles de detalle: **Nivel #1**, **Nivel #2** y **Nivel #3** (Fig. 1). En los dos primeros se recoge información sobre aspectos naturales (suelo y elementos asociados) teniendo en cuenta las unidades administrativas: 'comunidad autónoma' y 'comarca', respectivamente para sendos niveles. En el tercer nivel se hace referencia exclusiva a información edafológica detallada y geo-referenciada.

Nivel #1: Primera Aproximación a los Suelos

En este primer nivel se muestra una visión global de los recursos naturales del país, siguiendo los criterios establecidos por FAO para el proyecto mundial 'Gateway to land and water information' (FAO, 2000). En este proyecto los recursos terrestres, así como otros recursos relacionados, son objeto prioritario de conocimiento. La comunidad autónoma (NUTS 2) representa la unidad geográfica de referencia. Básicamente, se trata de mostrar la mayor cantidad de información, de forma sintética, a través de numerosas tablas, figuras y mapas, acompañados de breves comentarios (Tabla 1).

Para el desarrollo de este **Nivel #1** se han utilizado principalmente fuentes estadísticas y documentos de la más reciente actualización, elaborados por organismos públicos, nacionales (ej. INE) o regionales (ej. IEA) así como otros de carácter privado (ej. anuarios de prensa, boletines, etc.).

El contenido de este **Nivel #1** de **SEIS.net**, se estructura en seis grandes apartados o bloques (Tabla 1), a los que se accede

TABLA 1. Contenido de los diferentes apartados o bloques de información de SEIS.net Nivel #1.

Apartado	Sub-apartado	Tablas	Figuras	Mapas
Visión global		7	4	15
	Socio-economía			
	Clima			
	Desastres naturales			
Recursos terrestres		9	72	13
	Tipos de suelos			
	Degradación de suelos			
	Cubierta vegetal			
	Usos de suelos			
	Fisiografía/sistemas agro-ecológicos			
Recursos hídricos		3	4	3
	Hidrografía			
	Riegos y drenaje			
Nutrientes de plantas			1	3
Puntos críticos		2	11	
	De recursos hídricos			
	De recursos terrestres			
	De nutrientes de plantas			
Puntos sobresalientes			11	
	De recursos hídricos			
	De recursos terrestres			
	De nutrientes de plantas			

Nota: Toda la información del **Nivel #1** se encuentra prácticamente duplicada al estar disponible en la Web tanto en español como en inglés.

independientemente desde el menú principal o desde el índice general de contenidos y que se resumen a continuación.

Visión global. Recoge desde datos de economía, población o clima, hasta otros referidos a cultivos dominantes. Como apartado introductorio, se hace un recorrido general sobre la configuración actual del país, sus comunidades y sus diferentes niveles administrativos.

Recursos terrestres. Contiene información básica sobre los suelos, sus procesos

degradativos más importantes, uso actual y producción de cultivos. Igualmente, se muestra una primera colección de perfiles de suelos representativos de amplias zonas del territorio nacional. A través de estos perfiles se puede acceder a la comarca correspondiente del **Nivel #2** de **SEIS.net**, y desde aquí a la caracterización de los suelos disponibles para esa comarca en el **Nivel #3**. Todo ello da idea de la enorme complejidad y variabilidad geográfica de este recurso, así como el alto grado de deterioro en ciertas zonas.

Recursos hídricos. Refleja la realidad presente respecto a estos recursos a través de la hidrografía, riegos y drenaje. A su vez, se presentan gráficos representativos de tendencias, demanda y otros aspectos de interés. Con ello se pone de manifiesto la importancia y desigual distribución de este recurso, que da lugar a dos situaciones claramente contrapuestas: excedentes hídricos al norte y escasez generalizada en el resto de la Península.

Nutrientes de plantas. Se muestran cifras globales sobre el consumo reciente de fertilizantes y la evolución del consumo de productos fitosanitarios en los últimos años. También se recoge la temporalidad y distribución espacial del uso de los mismos, muy vinculados a los factores estacionales y climáticos a los que están sometidas las diferentes regiones.

Puntos críticos. Se referencia ciertos casos destacados por su impacto negativo sobre los recursos terrestres, hídricos o nutrientes de plantas. Se muestra en cada caso la situación real que refleja el riesgo actual soportado por un determinado recurso.

Puntos sobresalientes. Relata situaciones contrapuestas a las del apartado anterior, desgraciadamente más escasas, sobre aspectos

positivos que favorecen el estado de los recursos terrestres, hídricos o nutrientes de plantas.

Para acercarse más a los criterios generales de FAO, que ya cuenta con los 'Internet Reports' de más de veinte países, todo este **Nivel #1** de **SEIS.net** se presenta tanto en español como en inglés. En este sentido, es destacable el encargo de FAO al grupo de investigación MicroLEIS para que desarrolle el 'Internet Report' de Latinoamérica, siguiendo los mismos criterios metodológicos de este **Nivel #1**.

Nivel #2. Atlas Digital de Comarcas de Suelos

En el segundo nivel del sistema **SEIS.net** se profundiza en la escala con relación al primer nivel, siendo la comarca de suelo la unidad geográfica de referencia.

Desde un mapa europeo donde se muestran las grandes regiones (NUTS 1), se va descendiendo por comunidades autónomas (NUTS 2) y provincias (NUTS 3) hasta llegar a las comarcas. A partir de aquí, se accede a cada una de las 324 comarcas españolas (Tabla 2) que se caracterizan con información, tanto en formato cartográfico como tabular.

TABLA 2. Relación de las 324 comarcas españolas, por orden alfabético de códigos utilizados en SEIS.net Nivel #2.

Código	Nombre	Código	Nombre	Código	Nombre
Alicante	GI05	Gironés	P02	Boedo-Ojeda	
A01	Central	GI06	La Selva	P03	Campos
A02	Marquesado	GI07	Ripollés	P04	Cervera
A03	Meridional	Granada	P05	El Cerrato	
A04	Montaña	GR01	Alhama	P06	Guardo
A05	Vinalopó	GR02	Baza	P07	Saldaña-Valdavia
Albacete		GR03	De la Vega	Palma	
AB01	Almansa	GR04	Guadix	PM01	Ibiza
AB02	Centro	GR05	Huéscar	PM02	Mallorca
AB03	Hellín	GR06	Iznalloz	PM03	Menorca
AB04	Mancha	GR07	La Costa	Pontevedra	
AB05	Manchuela	GR08	Las Alpujarras	PO01	Interior
AB06	Sierra Alcaraz	GR09	Montefrío	PO02	Litoral
AB07	Sierra Segura	GR10	Valle de Lecrin	PO03	Miño
Almería		Guadalajara		PO04	Montaña
AL01	Alto Almazora	GU01	Alcarria	Cantabria	
AL02	Alto Andarax	GU02	Alcarria Baja	S01	Ason
AL03	Bajo Almazora	GU03	Campiña	S02	Costera

Código	Nombre	Código	Nombre	Código	Nombre
AL04	Campo Dalías	GU04	Molina de Aragón	S03	Liébana
AL05	C. Níjar B. Andarax	GU05	Sierra	S04	Pas-Iguña
AL06	Campo Tabernas	Huelva		S05	Reinosa
AL07	Los Vélez	H01	Andévalo-Occid.	S06	Tudanca-Cabuérniga
AL08	Río Nacimiento	H02	Andévalo-Oriental	Salamanca	
Ávila		H03	Condado Campiña	SA01	Alba de Tormes
AV01	Arévalo-Madrigal	H04	Condado Litoral	SA02	Ciudad Rodrigo
AV02	Ávila	H05	Costa	SA03	Fuente S. Esteban
AV03	B. Ávila-Piedrahita	H06	Sierra	SA04	La Sierra
AV04	Gredos	Huesca		SA05	Ledesma
AV05	Valle Bajo Alberche	HU01	Bajo Cinca	SA06	Peñaranda Bracam.
AV06	Valle del Tiétar	HU02	Hoya de Huesca	SA07	Salamanca
Barcelona		HU03	Jacetania	SA08	Vitigudino
B01	Anoia	HU04	La Litera	Sevilla	
B02	Bagés	HU05	Monegros	SE01	De Estepa
B03	Bajo Llobregat	HU06	Ribagorza	SE02	El Aljarafe
B04	Bergada	HU07	Sobrarbe	SE03	La Campiña
B05	Maresme	HU08	Somontano	SE04	La Sierra Norte
B06	Moyanés	Jaén		SE05	La Vega
B07	Osona	J01	Campiña del Norte	SE06	Las Marismas
B08	Penedés	J02	Campiña del Sur	SE07	Sierra Sur
B09	Vallés Occidental	J03	El Condado	Segovia	
B10	Vallés Oriental	J04	La Loma	SG01	Cuéllar
Badajoz		J05	Mágina	SG02	Segovia
BA01	Alburquerque	J06	Sierra de Cazorla	SG03	Sepúlveda
BA02	Almendralejo	J07	Sierra de Segura	Soria	
BA03	Azuaga	J08	Sierra Morena	SO01	Almazán
BA04	Badajoz	J09	Sierra Sur	SO02	Arco de Jalón
BA05	Castuera	Lleida		SO03	Burgo de Osma
BA06	Don Benito	L01	Alto Urgel	SO04	Campo de Gomara
BA07	Herrera Duque	L02	Conca	SO05	Pinares
BA08	Jerez Caballeros	L03	Garrigas	SO06	Soria
BA09	Llerena	L04	Noguera	SO07	Tierras A. V.Tera
BA10	Mérida	L05	Pallars-Ribagorza	Guipúzcoa	
BA11	Olivenza	L06	Segarra	SS01	Guipúzcoa
BA12	Puebla Alcocer	L07	Segria	Tarragona	
Vizcaya		L08	Solsonès	T01	Bajo Ebro
BI01	Vizcaya	L09	Urgel	T02	Bajo Penedés
Burgos		L10	Valle de Arán	T03	Campo de Tarragona
BU01	Arlanza	León		T04	Conca de Barberà
BU02	Arlazón	LE01	Astorga	T05	Priorato-Prades
BU03	Bureba-Ebro	LE02	Bierzo	T06	Ribera de Ebro
BU04	Demanda	LE03	El Páramo	T07	Segarra
BU05	La Ribera	LE04	Esla-Campos	T08	Terra-Alta
BU06	Merindades	LE05	La Bañeza	Teruel	
BU07	Páramos	LE06	La Cabrera	TE01	Bajo Aragón
BU08	Pisuerga	LE07	La Montaña de Luna	TE02	Cuenca del Jiloca
A Coruña		LE08	La Montaña Riaño	TE03	Hoya de Teruel
C01	Interior	LE09	Sahagún	TE04	Maestrazgo
C02	Occidental	LE10	Tierras de León	TE05	Ser.de Albarraçín
C03	Septrentional	La Rioja		TE06	Serr. de Montalbán
Cádiz		LO01	Rioja Alta	Tenerife	
CA01	Campiña de Cádiz	LO02	Rioja Baja	TF01	Isla de Hierro
CA02	Campo de Gibraltar	LO03	Rioja Media	TF02	Isla de la Gomera
CA03	Costa NO de Cádiz	LO04	Sierra Roja Alta	TF03	Isla de la Palma
CA04	De la Janda	LO05	Sierra Roja Baja	TF04	Norte de Tenerife
CA05	Sierra de Cádiz	LO06	Sierra Roja Media	TF05	Sur de Tenerife
Cáceres		Lugo		Toledo	
CC01	Brozas	LU01	Central	TO01	La Jara
CC02	Cáceres	LU02	Costa	TO02	La Mancha
CC03	Coria	LU03	Montaña	TO03	Monte los Yébenes
CC04	Hervás	LU04	Sur	TO04	Montes Navahermosa

Código	Nombre	Código	Nombre	Código	Nombre
CC05	Jaraiz de la Vera	LU05	Terra Chá	TO05	Sagra-Toledo
CC06	Logrosán	Madrid		TO06	Talavera
CC07	Navalmoral Mata	M01	Area Metropolitana	TO07	Torrijos
CC08	Plasencia	M02	Campaña	Valencia	
CC09	Trujillo	M03	Guadarrama	V01	Alto Turia
CC10	Valencia Alcántara	M04	Lozoya Somosierra	V02	Campos de Liria
Córdoba		M05	Sur Occidental	V03	Enguera y la Canal
CO01	Campaña Alta	M06	Vegas	V04	Gandía
CO02	Campaña Baja	Málaga		V05	Hoya de Buñol
CO03	La Sierra	MA01	Antequera	V06	Huerta de Valencia
CO04	Las Colonias	MA02	Guadalorce	V07	Costera de Játiva
CO05	Pedroches	MA03	Serranía de Ronda	V08	Requena-Utiel
CO06	Penibética	MA04	Vélez Málaga	V09	Riberas del Júcar
Ciudad Real		Murcia		V10	Rincón de Ademúz
CR01	Campo de Calatrava	MU01	Campo de Cartagena	V11	Sagunto
CR02	Campos de Montiel	MU02	Centro	V12	Valle de Ayora
CR03	Mancha	MU03	Nordeste	V13	Valles de Albaida
CR04	Montes Norte	MU04	Noroeste	Valladolid	
CR05	Montes Sur	MU05	Río Segura	VA01	Centro
CR06	Pastos	MU06	S.Vall.Guadalentín	VA02	Sur
Castellón		Navarra		VA03	Sureste
CS01	Alto Maestrazgo	NA01	Cuenca Pamplona	VA04	Tierra de Campos
CS02	Bajo Maestrazgo	NA02	Navarra Media	Álava	
CS03	La Plana	NA03	Nor Occidental	VI01	Cantábrica
CS04	Litoral Norte	NA04	Pirineos	VI02	Estribacion.Gorbea
CS05	Llanos Centrales	NA05	Ribera Alta Aragón	VI03	Llanada Alavesa
CS06	Palancia	NA06	Ribera Baja	VI04	Montaña Alavesa
CS07	Peñagolosa	NA07	Tierra Estella	VI05	Rioja Alavesa
Cuenca		Asturias		VI06	Valles Alaveses
CU01	Alcarria	O01	Belmonte Miranda	Zaragoza	
CU02	Mancha Alta	O02	Cángas de Narcea	Z01	Borja
CU03	Mancha Baja	O03	Cángas de Onís	Z02	Calatayud
CU04	Manchuela	O04	Gijón	Z03	Caspe
CU05	Serranía Alta	O05	Grado	Z04	Daroca
CU06	Serranía Baja	O06	Llanes	Z05	Ejea Caballeros
CU07	Serranía Media	O07	Luarca	Z06	Almunia D. Godina
Las Palmas		O08	Mieres	Z07	Zaragoza
GC01	Fuerteventura	O09	Oviedo	Zamora	
GC02	Gran Canaria	O10	Vegadeo	ZA01	Aliste
GC03	Lanzarote	Ourense		ZA02	Benavente y Valles
Girona		Barco Valdeorras		ZA03	Campos-Pan
GI01	Alto Ampurdán	OR02	Ourense	ZA04	Duero Bajo
GI02	Bajo Ampurdán	OR03	Verín	ZA05	Sanabria
GI03	Cerdaña	Palencia		ZA06	Sayago
GI04	Garrotxa	P01	Aguilar		

(*) Las 324 comarcas españolas pertenecen a las 50 provincias exceptuando Ceuta y Melilla.

Formato cartográfico

Topografía. La colección de mapas de altitud de las comarcas se ha confeccionado a partir de un Modelo Digital de Elevación (MDE) proporcionado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, 1991) y su tratamiento con el sistema de información geográfica ARCVIEW (ESRI, 1997). La resolución de dicho MDE es de 1 Km, es decir, los mapas

están compuestos de “píxeles” de 1 Km² de extensión. No se ha hecho ningún tipo de interpolación respetando la información original. A partir del MDE se ha generado un mapa de altitud para toda la Península. Una vez obtenido este mapa se ha ido confeccionando uno individual para cada comarca donde los intervalos se han definido en función de la altura máxima y mínima de cada una de ellas.

Pendientes. Se han elaborado 324 mapas a partir del citado MDE (IGN, 1991). El procedimiento de cálculo, mediante un mapa raster y utilizando ARCVIEW, ha consistido en obtener el plano tangente a la superficie en cada punto (pixel) y sus ocho vecinos. A continuación se selecciona el valor máximo del gradiente correspondiente a cada plano tangente. Las coberturas de dicho mapa para toda España se cruzaron con la información comarcal para conseguir dichos mapas. La leyenda única del mapa considera los intervalos correspondientes a la base de datos **SDBm Plus** (De la Rosa et al., 2001).

Geología. Para la elaboración de los mapas geológicos se ha procedido a digitalizar el correspondiente mapa del Atlas Nacional de España, escala 1:2.000.000 (IGN, 1992). También se ha utilizado una base con la red hidrográfica de la Península. Una vez obtenida la cobertura geológica para todo el territorio nacional se divide en las 324 comarcas. Se mantiene la misma leyenda única para todos los mapas.

Suelos. La colección de mapas comarcales de suelos se ha realizado también a partir del correspondiente Atlas Nacional de España, escala 1:2.000.000 (IGN, 1992). El procedimiento de digitalización y división en comarcas ha sido similar al seguido para los mapas geológicos. Se mantiene también la leyenda original única para todos los mapas, que corresponde a la clasificación natural de los suelos de acuerdo con la Soil Taxonomy a nivel de Grandes Grupos (USDA, 1987).

Uso actual. En los mapas de uso actual se representan, agrupados en ocho clases diferentes, los usos actuales del suelo presentes en cada una de las 324 comarcas. Estas ocho clases corresponden a: usos no agrícolas, cultivos anuales, cultivos permanentes, pastizales, cultivos mixtos, bosques y espacios naturales, humedales y por último hidrología. Para su elaboración se parte de los datos presentes en el CORINE Land Cover (EUROSTAT, 1998), que ha utilizado, principalmente, imágenes

LANDSAT y SPOT, con una resolución espacial de 20 y 30 m respectivamente. La unidad mínima representada es de 25 ha, y la escala nunca mayor de 1/100.000. La fecha corresponde al periodo 1988-1995 que incluye todo el proceso de elaboración (recogida de información, tratamiento, elaboración de la información derivada y revisión final).

Formato tabular

La información en forma tabular del **Nivel #2** de **SEIS.net** hace referencia a los suelos dominantes, materiales originales, climatología, topografía e indicadores ambientales. Para ello se siguen muy de cerca los criterios propuestos por el European Soil Bureau en la creación de 'regiones de suelos' (CEE/ESB, 1998).

Suelos dominantes. Se han escogido tres individuos suelos, de mayor a menor dominancia, en cada una de las 324 comarcas. Esta información, a nivel de Grandes Grupos (USDA, 1987), procede del mapa de suelos a escala 1:2000000 (IGN, 1992), previamente digitalizado.

A su vez, se relacionan unos **perfiles de suelos representativos** para algunas comarcas, que se encuentran descritos en el **Nivel #3 (WWW SDBm Plus)**, y donde se recogen tanto los datos morfológicos como analíticos de dichos perfiles.

Materiales originales. Materiales originales de los suelos agrupados por edades, cuyo orden responde a la mayor o menor presencia de dichos materiales en la comarca en cuestión. Esta información ha sido extraída del Mapa Geológico a escala 1:200.000 editado por el ITGN (1971-94).

Datos climatológicos. Principales datos climatológicos de las comarcas, los cuales han sido elaborados a partir del Atlas Nacional de España publicado por el IGN (1992), en combinación con la información comarcal elaborada. Estos datos climatológicos se refieren a la temperatura y precipitación media anual, así como a los meses de

mayor y menor precipitación. Así mismo se muestra el número de días con temperaturas inferiores a 0°C.

Datos fisiográficos y administrativos.

Se refieren a la extensión en Km² de la comarca la cual ha sido tomada de la Comarcalización Agraria de España realizada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1996). A su vez, se da la altura y pendiente media, mínima y máxima de cada comarca, datos calculados a partir del MDE proporcionados por el IGN (1991). De igual modo, se relacionan los 8.284 términos municipales que componen cada una de las 324 comarcas.

Indicadores agro-ambientales. De acuerdo con las recomendaciones de la Agencia Europea de Medio Ambiente (Gentile et al., 1999) sobre la importancia de los indicadores ambientales, se hace especial referencia a la productividad potencial de las comarcas en base a su deficiencia bioclimática. Para ello se ha hecho aplicación del modelo Terraza, del sistema MicroLEIS (De la Rosa, 2000), a partir de la información climática disponible para cada comarca, sin considerar la variabilidad edáfica y con referencia exclusiva al cultivo del girasol. La clase bioclimática (ej. C3(h1-f3)) es combinación, mediante el criterio de limitación máxima, de la clase de deficiencia hídrica o reducción de producción (h1 a h4) y de la clase de riesgos de heladas (f1 a f4).

Nivel #3. Base de Datos de Suelos Online

Este tercer nivel de **SEIS.net** se caracteriza por contener información geo-referenciada de perfiles de suelos a nivel puntual en bases de datos de consulta on-line (Fig. 2). Para ello, en primer lugar se desarrolló la base de datos de perfiles de suelos **SDBm Plus**, en versión para WINDOWS sobre plataformas PC (De la Rosa et al., 2001a y b; Horn et al., 1999). Esta base multilingüe de

perfiles de suelos responde a un sistema de gestión de base de datos desarrollado para homogeneizar, almacenar y explotar grandes cantidades de datos geo-referenciados de suelos, tanto procedentes de la descripción de campo como de los análisis de laboratorio. Sus características principales son las siguientes: **i)** se ha desarrollado para el sistema WINDOWS; **ii)** se puede utilizar en diferentes idiomas, desde el Inglés, como idioma origen, a otros idiomas destino (por ahora, Español, Francés y Alemán); **iii)** permite una caracterización detallada del suelo según los criterios convencionales de descripción de perfiles, mediante el uso de menús de ayuda en el idioma seleccionado, lo que facilita enormemente el almacenamiento de los datos; **iv)** ofrece la posibilidad de monitorizar

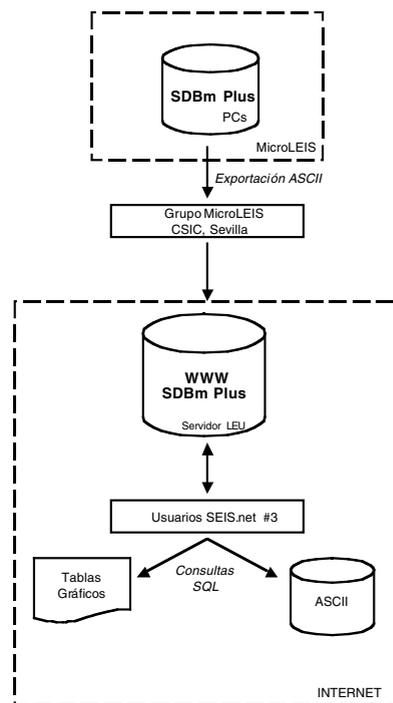


FIGURA 2. Esquema general del desarrollo de SEIS.net Nivel #3, mostrando la relación entre las bases de datos de suelos SDBm Plus y WWWSDBm Plus.

la variabilidad temporal de las propiedades analíticas, físicas e hidráulicas del suelo; **v**) cuenta con una metabase para describir cada uno de los métodos empleados en los análisis de laboratorio; y **vi**) ofrece una interfaz que automatiza la conexión con sistemas computarizados de información, tales como modelos de evaluación de tierras (LES) y sistemas de información geográfica (SIG).

Para el funcionamiento en INTERNET, desde el servidor del grupo **MicroLEIS**, se desarrolló la aplicación **WWW SDBm Plus**. Esta aplicación WEB se implementó sobre LINUX PC con el servidor APACHE WWW, de forma que puede ser consultada la base de datos desde cualquier otro ordenador conectado a INTERNET. De esta forma y a través

de consultas SQL, se puede obtener la información de los perfiles de suelos almacenados en forma de tablas y/o gráficos (formularios HTML), así como en formato electrónico (archivos ASCII).

Tal y como se muestra en la Fig. 2, la base de datos **SDBm Plus** se puede utilizar como alimentador/editor del sistema **WWW SDBm Plus**, mediante la opción de exportar en formato ASCII.

La relación de perfiles almacenados alcanza actualmente el número de 183 (Tabla 3), algunos de los cuales ofrecen la máxima información (Status: A) sobre descripción morfológica, fotografías, datos analíticos generales y especiales (sales solubles y metales pesados), datos físicos e hidráulicos.

TABLA 3. Relación de los primeros 183 perfiles de suelos almacenados en SEIS.net Nivel #3.

Código	Comarca	Tipo de datos ¹	Status ²	Código	Comarca	Tipo de datos ¹	Status ²
A0101	Central	M, P, A	C	GR0304	De la Vega	M, A, B	C
A0102	Central	M, P, A	C	GR0305	De la Vega	M, A, B	C
A0201	Marquesado	M, A	B	GR0306	De la Vega	M, A, B	C
A0202	Marquesado	M, A	B	GR0307	De la Vega	M, A, B	C
A0203	Marquesado	M, P, A	B	GR0401	Guadix	M, P, A, F, H	B
A0402	Montaña	M, A	B	GR0402	Guadix	M, P, A, F, H	B
A0501	Vinalopó	M, A	B	GR0701	La Costa	M, P, A	B
A0502	Vinalopó	M, A	B	GR1001	Valle de Lecrin	M, P, A	B
A0503	Vinalopó	M, A	C	H0101	Andévalo-Occidental	M, P, A	B
A0504	Vinalopó	M, A	B	H0201	Andévalo-Oriental	M, P, A	B
A0505	Vinalopó	M, A	C	H0301	Condado Campiña	M, P, A, F, H	B
AB0201	Centro	M, P, A, F	B	H0401	Condado Litoral	M, P, A, F, H	B
AB0202	Centro	M, P, A	B	H0501	Costa	M, P, A, F, H	B
AB0402	Mancha	M, P, A, B, F	B	H0601	Sierra	M, A	B
AL0101	Alto Almazora	M, P, A	B	H0602	Sierra	M, P, A	B
AL0301	Bajo Almazora	M, P, A	B	J0101	Campiña del Norte	M, P, A	B
AL0401	Campo Dalías	M, P, A	B	J0201	Campiña del Sur	M, P, A	B
AL0402	Campo Dalías	M, P, A	B	J0202	Campiña del Sur	M, P, A	B
AL0501	Campo Níjar	M, P, A	B	J0301	El Condado	M, P, A	B
AL0601	Campo Tabernas	M, P, A	B	J0601	Sierra de Cazorla	M, P, A	B
AL0701	Los Vélez	M, P, A	B	J0602	Sierra de Cazorla	M, P, A	B
AL0801	Río Nacimiento	M, P, A	B	J0603	Sierra de Cazorla	M, P, A	B
B0301	Bajo Llobregat	M, A, B	C	J0801	Sierra Morena	M, P, A	B
B0302	Bajo Llobregat	M, A, B	C	J0802	Sierra Morena	M, P, A	B
B0303	Bajo Llobregat	M, A, B	C	J0803	Sierra Morena	M, A, B	C
B0304	Bajo Llobregat	M, A, B	C	J0804	Sierra Morena	M, A, B	C
B0305	Bajo Llobregat	M, A, B	C	J0805	Sierra Morena	M, A, B	C
B0306	Bajo Llobregat	M, A, B	C	LU0501	Terra Chá	M, A, F, H	B
B0307	Bajo Llobregat	M, A, B	C	MA0101	Antequera	M, P, A	B
B0308	Bajo Llobregat	M, A, B	C	MA0102	Antequera	M, P, A	B
B0309	Bajo Llobregat	M, A, B	C	MA0201	Guadalorce	M, P, A	B
B0310	Bajo Llobregat	M, A, B	C	MA0202	Guadalorce	M, A	B
B0311	Bajo Llobregat	M, A, B	C	MA0203	Serranía de Ronda	M, P, A	B
B0312	Bajo Llobregat	M, A, B	C	SE0101	De Estepa	M, P, A, F, H	B

Código	Comarca	Tipo de datos ¹	Status ²	Código	Comarca	Tipo de datos ¹	Status ²
B0313	Bajo Llobregat	M, A, B	C	SE0201	El Aljarafe	M, P, A, F, H	B
B0314	Bajo Llobregat	M, A, B	C	SE0211	El Aljarafe	M, A, B, F, H	A
B0315	Bajo Llobregat	M, A, B	C	SE0301	La Campiña	M, P, A, F, H	B
CA0101	Campiña Cádiz	M, P, A, F, H	B	SE0302	La Campiña	M, P, A, F, H	B
CA0102	Campiña Cádiz	M, P, A	B	SE0303	La Campiña	M, P, A, F, H	B
CA0103	Campiña Cádiz	M, P, A	B	SE0304	La Campiña	M, P, A, F, H	B
CA0104	Campiña Cádiz	M, A, B, F, H	A	SE0305	La Campiña	M, A, B, F, H	A
CA0201	Campo Gibraltar	M, P, A	B	SE0306	La Campiña	M, A, B, F, H	A
CA0401	De la Janda	M, P, A	B	SE0401	La Sierra Norte	M, P, A	B
CA0402	De la Janda	M, P, A	B	SE0402	La Sierra Norte	M, A, F, H	B
CA0501	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0403	La Sierra Norte	M, A, F, H	B
CA0502	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0501	La Vega	M, P, A, F, H	B
CA0503	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0502	La Vega	M, A, B, F, H	A
CA0504	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0503	La Vega	M, A, F, H	B
CA0505	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0504	La Vega	M, A, B, F, H	A
CA0506	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0505	La Vega	M, A, B, F, H	A
CA0507	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0506	La Vega	M, A, F, H	B
CA0508	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0601	Las Marismas	M, A, B, F, H	A
CA0509	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0602	Las Marismas	M, A, B, F, H	A
CA0510	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	SE0701	Sierra Sur	M, P, A, F, H	B
CA0511	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	V0101	Alto Turia	M, P, A, B, F	B
CA0512	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	V0102	Alto Turia	M, P, A, B, F	B
CA0513	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	V0103	Alto Turia	M, P, A, B, F	B
CA0514	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	V0201	Campos de Liria	M, P, A, B, F	C
CA0515	Sierra de Cádiz	M, A, B	B	V0202	Campos de Liria	M, P, A, B, F	C
CO0101	Campiña Alta	M, P, A	B	V0301	Enguera y la Canal	M, P, A	B
CO0201	Campiña Baja	M, P, A	B	V0302	Enguera y la Canal	M, P, A, B, F	B
CO0202	Campiña Baja	M, P, A	B	V0401	Gandía	M, P, A, B, F	B
CO0203	Campiña Baja	M, P, A	B	V0402	Gandía	M, P, A, B, F	B
CO0204	Campiña Baja	M, A, B	C	V0403	Gandía	M, P, A, B, F	B
CO0205	Campiña Baja	M, A	C	V0501	Hoya de Buñol	M, P, A, B, F	B
CO0301	La Sierra	M, A, B	C	V0502	Hoya de Buñol	M, P, A, B, F	B
CO0501	Pedroches	M, P, A	B	V0503	Hoya de Buñol	M, P, A, B, F	B
CO0502	Pedroches	M, A	B	V0601	Huerta de Valencia	M, P, A	B
CO0601	Penibética	M, P, A	B	V0602	Huerta de Valencia	M, P, A, B, F	B
CR0301	Mancha	M, P, A	B	V0603	Huerta de Valencia	M, P, A	B
CS0101	Alto Maestrazgo	M, P, A	C	V0701	La Costera de Játiva	M, P, A, B, F	B
CS0102	Alto Maestrazgo	M, P, A	B	V0702	La Costera de Játiva	M, P, A, B, F	B
CS0103	Alto Maestrazgo	M, P, A	B	V0703	La Costera de Játiva	M, P, A, B, F	B
CS0104	Alto Maestrazgo	M, P, A	B	V0801	Requena-Utiel	M, P, A	B
CS0105	Alto Maestrazgo	M, A	C	V0802	Requena-Utiel	M, P, A, B, F	B
CS0302	La Plana	M, P, A	B	V0803	Requena-Utiel	M, P, A, B, F	B
CS0403	Litoral Norte	M, A	B	V0901	Riberas del Júcar	M, A, B, F	B
CS0502	Llanos Centrales	M, P, A	C	V0902	Riberas del Júcar	M, P, A, B, F	B
CS0601	Palancia	M, P, A	B	V0903	Riberas del Júcar	M, A	B
CS0602	Palancia	M, P, A	C	V1001	Rincón de Ademúz	M, P, A, B, F	B
CS0701	Peñagolosa	M, A	B	V1002	Rincón de Ademúz	M, P, A, B, F	B
CS0702	Peñagolosa	M, P, A	B	V1003	Rincón de Ademúz	M, P, A, B, F	B
CU0201	Mancha Alta	M, P, A, F	B	V1101	Sagunto	M, P, A	B
CU0203	Mancha Alta	M, P, A, F	B	V1102	Sagunto	M, P, A, B, F	B
CU0302	Mancha Baja	M, P, A, F	B	V1103	Sagunto	M, P, A, B, F	B
CU0303	Mancha Baja	M, P, A, F	B	V1201	Valle de Ayora	M, P, A, B, F	B
GR0101	Alhama	M, A, B	C	V1202	Valle de Ayora	M, P, A, B, F	B
GR0201	Baza	M, P, A	C	V1203	Valle de Ayora	M, P, A, B, F	B
GR0202	Baza	M, P, A	C	V1301	Valles de Albaida	M, P, A, B, F	B
GR0301	De la Vega	M, P, A	C	V1302	Valles de Albaida	M, P, A, B, F	B
GR0302	De la Vega	M, P, A, H	B	V1303	Valles de Albaida	M, P, A, B, F	B
GR0303	De la Vega	M, P, A, F, H	B				

(¹)Tipo de datos: M = morfológicos, P = fotografías, A = analíticos generales, B = analíticos especiales, F = físicos, H = hidráulicos.

(²) Status (cantidad/calidad de la información): A = máxima, B = media, C = mínima.

Conexión entre Niveles #1, #2 y #3

La conexión entre **Nivel #1**, **Nivel #2** y **Nivel #3** del sistema **SEIS.net** se lleva a cabo, mediante los correspondientes hiperenlaces (= >), a través de las comarcas (**Nivel #2**) donde se encuentren suelos representativos caracterizados al máximo detalle en el **Nivel #3**.

CARTOGRAFÍA ADICIONAL

En esta sección se pone a disposición del usuario de **SEIS.net** la colección de mapas temáticos comarcales: administrativo, altitud, pendientes, geología, suelos y usos del suelo, como coberturas a nivel nacional único. Todos estos mapas se pueden descargar en formato JPG, así como todos los archivos ARCVIEW necesarios para su explotación posterior. Las herramientas informáticas utilizadas para la elaboración de estos mapas corresponden a ARCVIEW 3.1 (ESRI, 1997).

HERRAMIENTAS UTILIZADAS

Del sistema **WWW MicroLEIS** (De la Rosa, 2000) se hace referencia y conexión ya que se trata del conjunto de herramientas más utilizado en el desarrollo de **SEIS.net**. Este sistema de caracterización y evaluación de suelos incluye numerosas herramientas informatizadas, tales como bases de datos y modelos de evaluación, a modo de un sistema de apoyo a la decisión, así como numerosa información básica sobre los recursos rurales de Andalucía.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Al cabo de los tres años de duración del proyecto (1999-2001), **SEIS.net** ha resultado un sistema de información de suelos con tres niveles diferentes de aproximación al conocimiento de estos recursos, en todo el territorio nacional, y de libre y fácil acceso a través de

Internet ([Http://leu.irnase.csic.es/mimam/seis-net.htm](http://leu.irnase.csic.es/mimam/seis-net.htm)).

El desarrollo metodológico aplicado en los tres niveles de **SEIS.net** responde a criterios internacionalmente aceptados, y en los que ya tuvo una destacada participación el grupo coordinador del proyecto a través del sistema de evaluación de suelos MicroLEIS.

Desde la perspectiva actual y en base a los resultados conseguidos, se pueden hacer las siguientes recomendaciones:

SEIS.net debería continuar como un proyecto abierto en el tiempo que permitiese la actualización de los contenidos informativos. La gran extensión del territorio abarcado, su elevada variabilidad geográfica y las múltiples fuentes vivas de información utilizadas así lo justifican.

La voluminosa cartoteca elaborada para **SEIS.net** constituye una colección de imágenes fijas que podría complementarse con imágenes interactivas de acuerdo con las necesidades reales del usuario. El desarrollo creciente de las tecnologías de la información y las comunicaciones así lo aconsejan.

La articulación de procedimientos de relación o dependencia con las instituciones nacionales y regionales que generan información sobre los suelos, sería otro aspecto a desarrollar como parte de **SEIS.net**.

Igualmente la relación con organismos o asociaciones de usuarios que toman decisiones sobre el territorio tendrían que articularse, de forma que **SEIS.net** constituyese una herramienta de uso frecuente en dicho proceso de toma de decisiones.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación del proyecto de investigación MIMAM-CSIC (1999-2001). Gran parte de los resultados conseguidos corresponden, a su vez, a proyectos desarrollados simultáneamente por el IRNAS y FAO y formalizados mediante dos cartas de acuerdo (Contract

#PR15621, #PR160366). Igualmente, se han producido aportaciones importantes desde el proyecto SIDASS con participación del IRNAS y financiación de la Comisión Europea (Contract #CT980106). Desde aquí queremos hacer un llamamiento para que se aporten datos sobre perfiles de suelos de España, que se incluirían en el **Nivel #3 de SEIS.net**. Gracias a todos los que ya de alguna manera han hecho su aportación.

REFERENCIAS

- CEE/ESB. (1998). Georeferenced soil database for Europe. European Soil Bureau, Ispra.
- De la Rosa, D. (coord.).(2000). WWW MicroLEIS system. Integrated system for land data transfer and agro-ecological land evaluation.
[Http://www.microleis.com](http://www.microleis.com)
- De la Rosa, D., Mayol, F., Moreno, F., Cabrera, F., Díaz-Pereira, E. y Antoine, J. (2001a). A multilingual soil profile database (SDBm Plus) to implement land use and management decision support systems. *Environmental Modelling and Software Journal*(En prensa).
- De la Rosa D., Mayol, F. y Antoine, J. (eds.). (2001b). FAO-CSIC multilingual soil profile database (SDBm Plus). User Manual. FAO World Soil Resources Report. Roma. (En inglés y español).
- ESRI. (1997). Arcview GIS 3.1. Environmental Systems Research Institute, Inc. Nueva York.
- EUROSTAT. (1998). Geographic information system for de European Commission (GISCO). CORINE Land Cover, 1988-95. CEC.
- FAO. (2000). GATEWAY project. Gateway to land and water information.
[Http://www.fao.org/WAICENT/FAOIN-FO/AGRICULT/AGL/swlwpnr/swlwpnr.htm](http://www.fao.org/WAICENT/FAOIN-FO/AGRICULT/AGL/swlwpnr/swlwpnr.htm)
- Gentile, A.R., Prokop, G., Blum, W., Pollack, M., Van den Born, G.J., Loveland, P., De la Rosa, D., Ibañez, J.J. y Kristensen, P. (1999). Soil Degradation. En: EEA (ed.), *Environment in the European Union at the Turn of the Century*. Off. for Pub. of the EU, Luxembourg, 183-203.
- Horn, R., De la Rosa, D., Rajkai, K., Dexter, A. y Simota, C. (1999). SIDASS: A spatially distributed model predicting the dynamics of agrophysical soil state within eastern and Western European countries for the selection of management practices to prevent soil erosion. Project Work Program. INCO-Copernicus, Contract #CT980106. DG XII, CEC.
- IGN. (1992). Atlas nacional de España, Sección II, Grupo 7, Edafología, Instituto Geográfico Nacional, Madrid.
- IGN (1992). Atlas nacional de España, Sección II, Grupo 9, Climatología, Instituto Geográfico Nacional, Madrid.
- ITGE. (1971-94). Mapa geológico de España, escala 1:200000, Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid.
- MAPA. (1996). Comarcalización agraria de España. Cartografía. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- USDA. (1987). Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA Handbook, Washington, DC.

ESTUDIO COMPARATIVO DE DIFERENTES MÉTODOS DE CÁLCULO DEL FACTOR LS PARA LA ESTIMACIÓN DE PÉRDIDAS DE SUELO POR EROSIÓN HÍDRICA

J.M.GISBERT BLANQUER, S. IBÁÑEZ ASENSIO, G. ANDRÉS AZNAR, A. MARQUÉS MATEU

Departamento de Producción Vegetal, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Politécnica de Valencia. jgisbert@prv.upv.es

Abstract. The great incidence of on soil degradation makes interesting to measure its effects and to predict losses under the circumstances. At present, introduction of digital cartographic representation thecnics demands a review of traditional methods and the most complicated estimates or calculation in erosion models is the topographic factor LS. This report is a comparative study of a few usual methodologies for the determination of this factor. All of which use the same equations of the USLE method, the most used tool in such studies, but with different procedure in the accessories factors calculation.

Key words: LS factor, comparative study, estimate erosion models

Resumen. La gran incidencia de la erosión hídrica sobre la degradación del suelo justifica plenamente tanto la medida como la prediccción de sus efectos bajo diversas circunstancias; en el momento actual, la introducción de técnicas digitales de representación cartográfica exige una readaptación de los métodos tradicionales al haberse complicado enormemente el cálculo de los factores implicados en los modelos. El presente trabajo es un estudio comparativo de algunas de las metodologías más ampliamente utilizadas para la determinación del factor topográfico conjunto LS; todas ellas aplican las ecuaciones propias del método USLE, diferenciándose en las técnicas o procedimientos utilizados para el cálculo de los subfactores o factores accesorios.

Palabras clave: Factor LS; estudio comparativo; métodos de estima de pérdidas de suelo.

INTRODUCCIÓN

Conocida la gran incidencia de la erosión hídrica sobre la degradación del suelo, resulta de máximo interés ser capaces tanto de medir sus efectos como de predecir las pérdidas que se producirán a partir de unas circunstancias dadas. Los distintos métodos utilizados con este fin pretenden ser más eficientes al tiempo que *universales*, e intentan evitar problemas derivados de su aplicación a

ámbitos diferentes a los de sus formulaciones originales, destacando la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (*USLE*) como herramienta básica empleada en la mayoría de los trabajos de estima (Almorox et al., 1994).

En el momento actual, la introducción de técnicas digitales de representación cartográfica (De Antonio, 1994; Desmet y Govers, 1996) exige una readaptación de los métodos tradicionales, complicándose enormemente el cálculo de los factores implicados en los

modelos; de todos ellos, el factor topográfico o factor LS posiblemente sea uno de los más cuestionados puesto que su determinación exige tener conocimiento previo de la distribución en el espacio de los diferentes flujos erosivos cuyas consecuencias precisamente se quieren evaluar.

El presente trabajo es un estudio comparativo de algunas de las metodologías más ampliamente utilizadas para la determinación del factor topográfico conjunto LS; en

su desarrollo todas aplican las ecuaciones propias del método USLE, diferenciándose en las técnicas o procedimientos utilizados para el cálculo de los subfactores o factores accesorios.

La zona de trabajo es la comarca de la Marina Alta, al norte de la provincia de Alicante (Figura 1); con una extensión de 75921 ha es representativa de las diferentes condiciones determinantes de la pérdida de suelo por erosión hídrica.

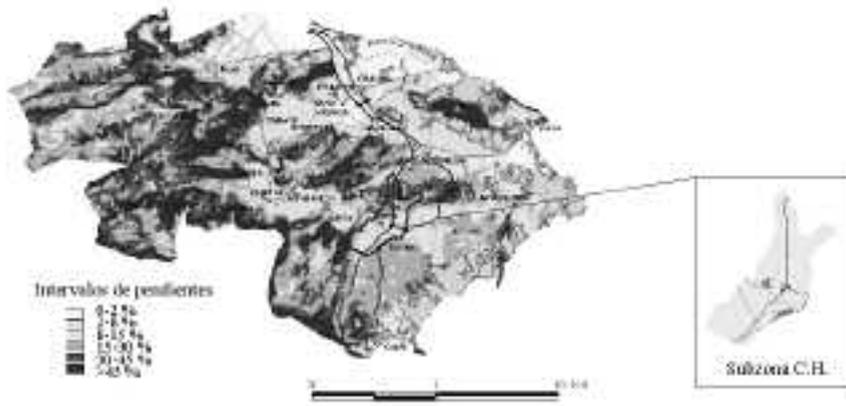


FIGURA 1: Mapa de pendientes de la Comarca de la Marina Alta y de la subzona

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente trabajo se han analizado cinco métodos alternativos. Los datos han sido obtenidos a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT), fotointerpretación de fotogramas aéreos de escala 1/25000 y cartografía básica digital ($e=20m$ y $e=2m$), y para su gestión y tratamiento se ha empleado el SIG ARC/INFO NT y las aplicaciones Arc-View, Arc-Info y Auto Cad.

El cálculo del factor topográfico conjunto LS en los cinco métodos ha sido realizado aplicando las ecuaciones desarrolladas por Wischmeier y Smith (1978). Los mapas de pendientes (subfactor S) han sido generados

según dos procedimientos alternativos: los métodos **LC** y **cpe** utilizan el comando SLOPE de ARC/INFO, tomando para cada celda la pendiente máxima en relación a las celdas vecinas, mientras que en los métodos **LF** y **LL** el mapa se genera aplicando un programa desarrollado en lenguaje AML de ARC/INFO que calcula la pendiente siguiendo las direcciones del flujo (Hickey et al., 1994). Las cinco metodologías analizadas en el presente estudio son:

Método de Wischmeier y Smith (WS)

Desarrollado por Wischmeier y Smith (1978) estima las pérdidas de suelo causadas por la arroyada superficial, considerando

como punto de inicio las partes altas de la ladera y como punto final las zonas de deposición o la confluencia con algún cauce. Fue formulada para laderas de pendiente uniforme y con igual tipo de suelo y vegetación en toda su longitud, pero en casos diferentes debe utilizarse factores correctores o asignar un valor de $K*LS*C$ para cada uno de los tramos homogéneos.

La localización y medición de las laderas de la zona de trabajo se ha llevado a cabo a partir de la cartografía topográfica, fotointerpretación de fotogramas aéreos y comprobaciones de campo. Puesto que tres de las metodologías estudiadas emplean técnicas cartográficas digitales, en éste método se han utilizado expresamente las técnicas cartográficas tradicionales anteriores a ellas y, al resultar un trabajo excesivamente minucioso, sólo ha sido aplicado en una cuenca hidrográfica de algo más de 1.500 Ha de extensión

Método del contorno-punto-extremo (cpe)

Ideado por Williams y Berndt (1976) para la determinación del factor LS en superficies extensas o pequeñas cuencas hidrográficas en las que, aún habiendo homogeneidad en vegetación o tipo de suelo, los parámetros para la determinación de L y S presentan amplias variaciones por lo que su cálculo mediante otras metodologías es demasiado complejo.

Básicamente consiste en localizar una serie de pequeñas subcuencas de pendiente uniforme, asignándoles a cada una su valor de L y de S en función de la longitud del contorno de ciertas curvas de nivel y de otros parámetros accesorios calculados en base al recorrido de las líneas de drenaje (López Cadenas, 1994).

El factor topográfico LS se calcula entonces aplicando la ecuación de la USLE para laderas de pendiente, suelo y vegetación uniformes, y a partir de los resultados de todas las subcuencas se determina la correla-

ción entre la pendiente general y los valores LS, asignando así dicho factor a todas los puntos de la cuenca.

Asignación del valor de longitud e inclinación de la pendiente a las celdas de un SIG: métodos LC, LF y LL

Las técnicas cartográficas digitales optimizan los trabajos de estima sobre grandes extensiones al permitir tanto la automatización de las operaciones de cálculo y de representación cartográfica como la reducción de la superficie mínima de asignación de valores.

El acotar la unidad básica de medida (usualmente los valores se asignan a las celdas de un MDT) implica el riesgo de desvirtuar el propio proceso erosivo: se obvia el hecho de que la escorrentía va aumentando su poder erosivo en su recorrido ladera abajo.

Los métodos más simples y cómodos de aplicar consideran un único recorrido, asignando automáticamente como factor L a todas las celdas su propia dimensión (**método LC**). Otra alternativa consiste en determinar el recorrido exacto del flujo dentro de cada celda, fluctuando L entre un mínimo y un máximo muy próximos al tamaño de la rejilla (**método LF**). Por último, es posible asignar como valor de L la distancia previamente recorrida por el flujo antes de llegar a las celdas, calculándose ésta mediante una serie de algoritmos (Hickey et al., 1994; **método LL**).

RESULTADOS

Factor LS o factor topográfico

Los tres métodos que utilizan SIG (**LC**, **LF** y **LL**) y la metodología del contorno-punto-extremo (**cpe**) presentan histogramas de distribución decrecientes muy similares, con numerosos valores por debajo de 4 y escasos por encima de 30 (Figura 2).

En los tres casos SIG, y a pesar de las discrepancias en el cálculo de los subfactores L y S, los resultados son análogos para todos

los intervalos a excepción del último (Tabla 1). Los valores del método **cpe** se diferencian de éstos fundamentalmente en el primer intervalo, que en este caso tiene una menor representación; por el contrario, el resto de los tramos aumentan ligeramente en comparación con los métodos SIG excepto en el último (que se mantiene bastante igualado con respecto a los métodos **LC** y **LF**).

Los datos obtenidos al aplicar el método de Wischmeier y Smith (**WS**) en la subcuenca

mantienen la misma tendencia descendente en los primeros tramos, variando no obstante las magnitudes (Figuras 3 y 4); los valores por debajo de 4 son inferiores y para el resto, superiores, por lo que los intervalos quedan más igualados en toda la distribución (Tabla 2). Los valores superiores a 30 constituyen una importante excepción al representar casi el 13% de los casos mientras que en los otros métodos analizados son siempre mínimos (en el mejor de los casos no llegan ni al 2%).

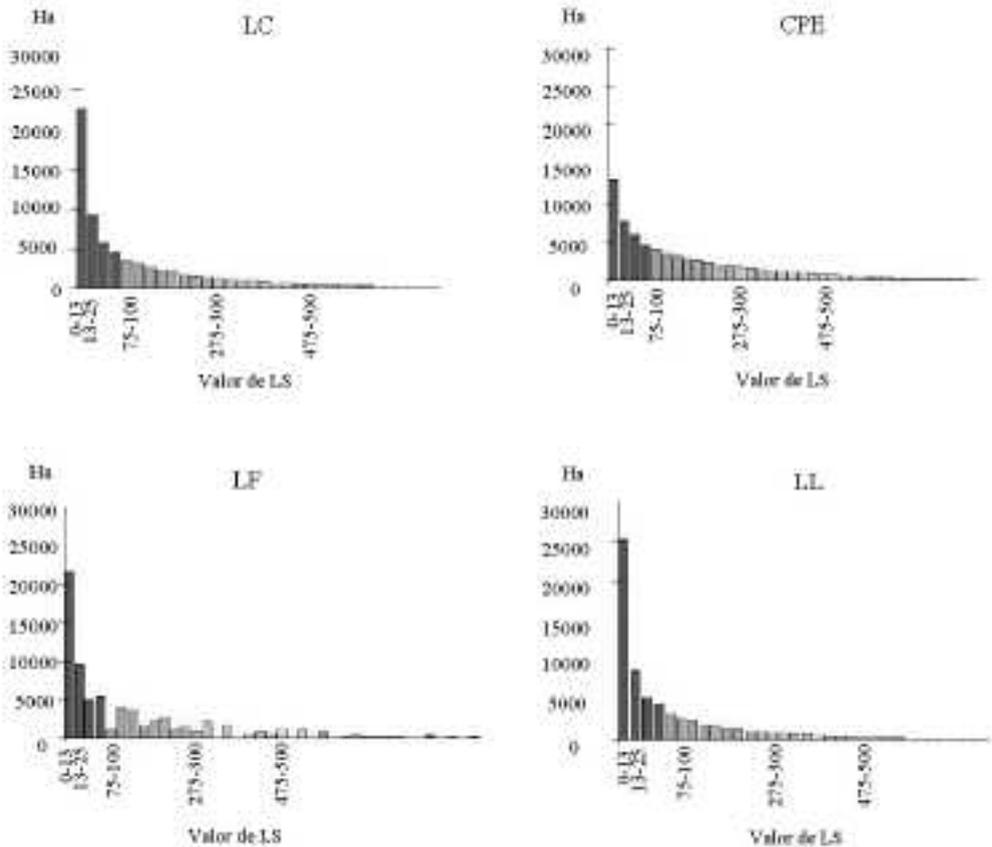


FIGURA 2: Histogramas de distribución de los valores de LS para la comarca la Marina Alta

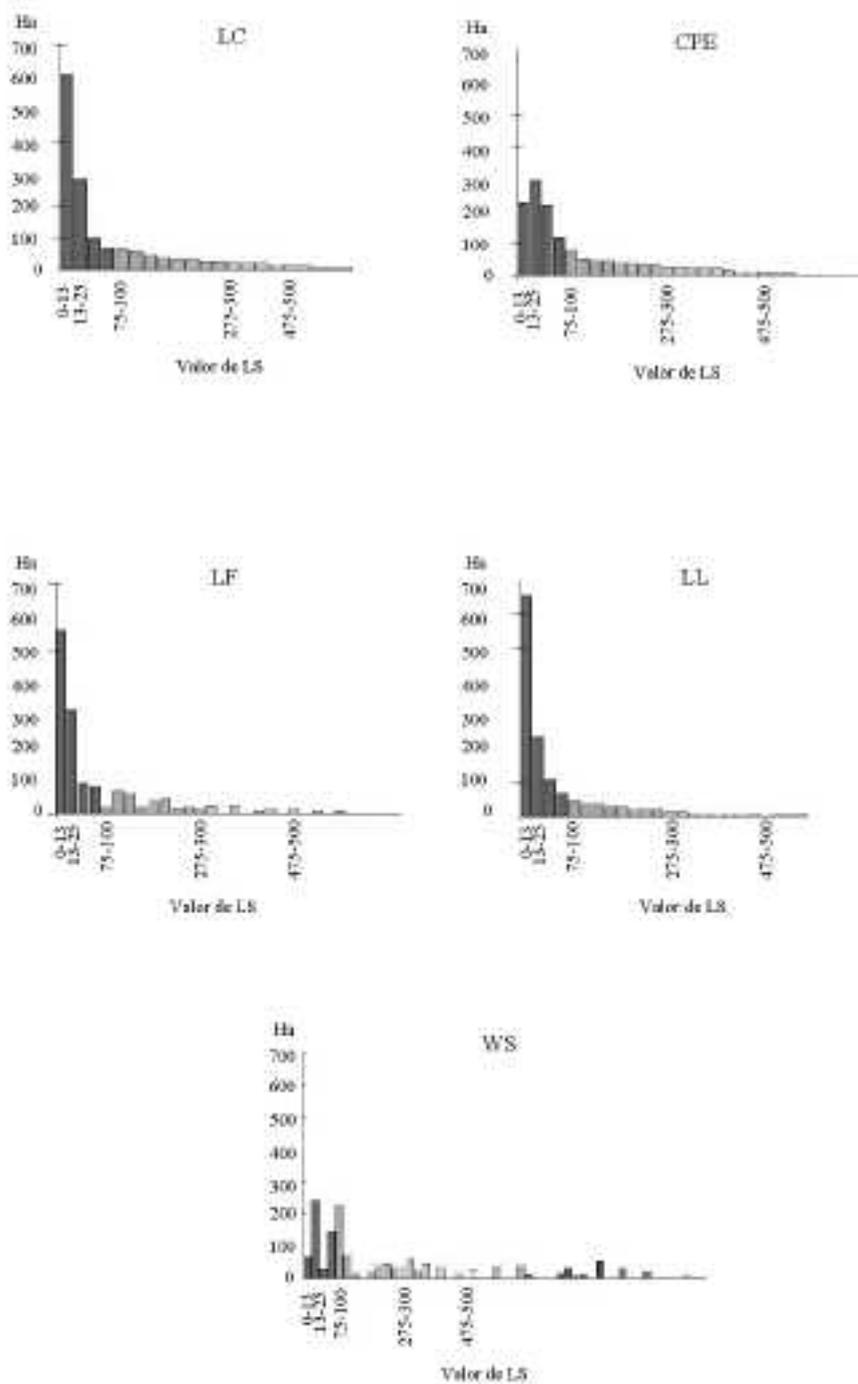


FIGURA 3: Histogramas de distribución de los valores de LS para la subzona cuenca hidrográfica

TABLA 1: Valores del factor LS en la comarca de la Marina Alta

Método de cálculo		< 4	4-9	9-15	15-22	22-30	>30
LF	Ha	41751,8	12724	8970,4	5700,8	3614,5	3159,5
	%	55,0	16,7	11,8	7,5	4,7	4,1
LC	Ha	42207,5	14318,0	9283,5	5820,7	2851,8	1439,4
	%	55,6	18,9	12,2	7,7	3,7	1,9
LL	Ha	44170,4	12494,4	7615,7	4820,5	2970,1	3849,9
	%	58,2	16,5	10,0	6,3	3,9	5,1
CPE	Ha	30810,0	16708,4	12421,5	8428,8	4627	2925,3
	%	40,6	22,1	13,4	11,1	6,1	3,8

TABLA 2: Valores del factor LS en la cuenca

Método de cálculo		< 4	4-9	9-15	15-22	22-30	>30
LF	Ha	1054,6	216,6	134,9	75,2	35,1	17,8
	%	68,7	14,1	8,8	4,9	2,3	1,1
LC	Ha	1056,5	240,3	142,4	70,2	22,5	2,3
	%	68,9	15,7	9,3	4,6	1,5	0,1
LL	Ha	1083,4	204,9	118,5	67,7	36,2	23,8
	%	70,6	13,3	7,7	4,4	2,3	1,5
CPE	Ha	861,7	285,9	203,0	123,0	50,1	10,6
	%	56,1	18,6	13,2	8,0	3,3	0,7
WS	Ha	500,0	350,0	250,2	131,0	106,0	197,5
	%	32,6	22,8	16,3	8,5	6,9	12,9

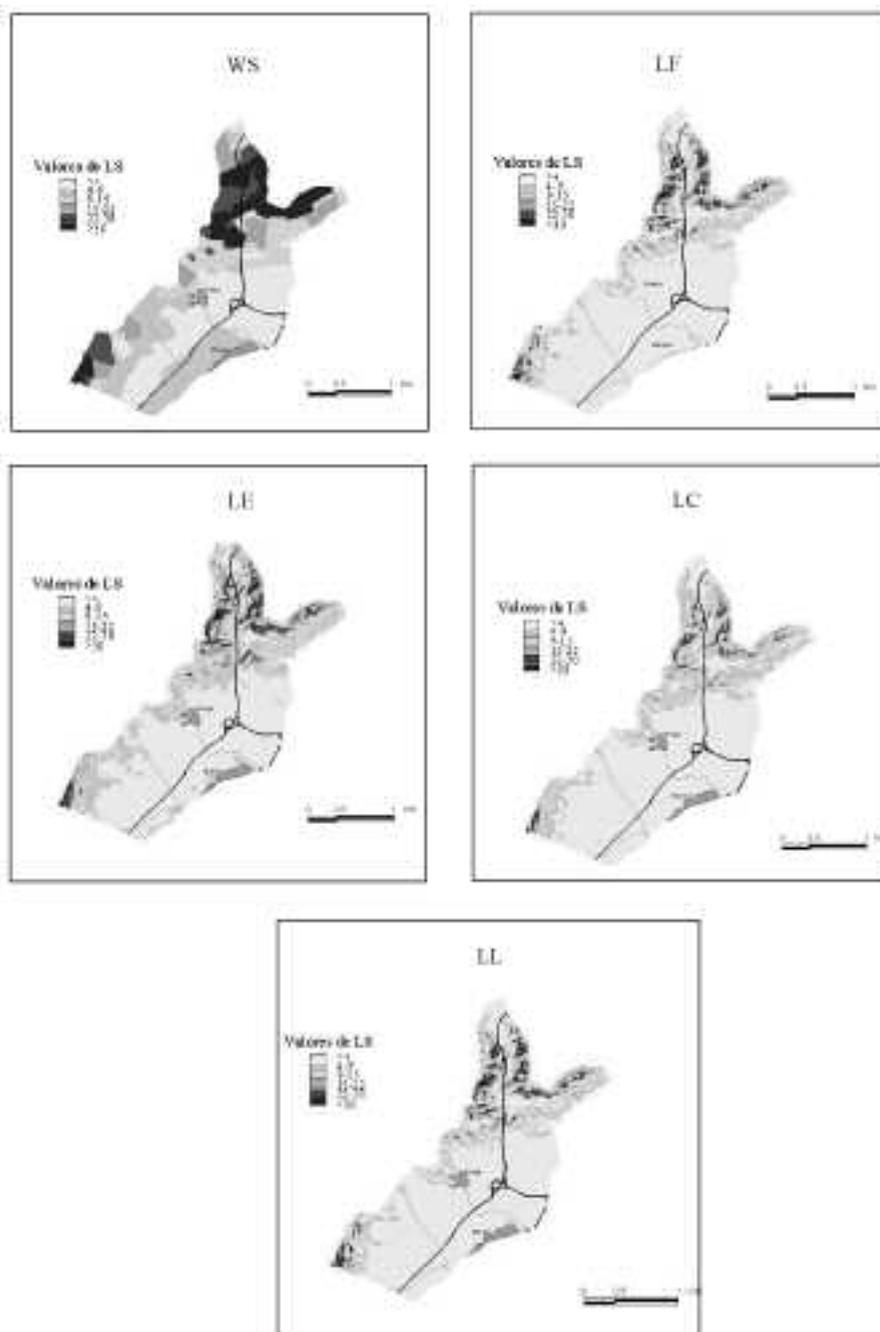


FIGURA 4: Mapas de distribución de valores LS para la subzona de la cuenca

Sub-Factor S o ángulo de pendiente

Los histogramas de distribución de los valores de S obtenidos según los dos métodos

son muy parecidos, destacando únicamente una menor proporción de pendientes por encima de 40° para el método SLOPE (Figura 5).

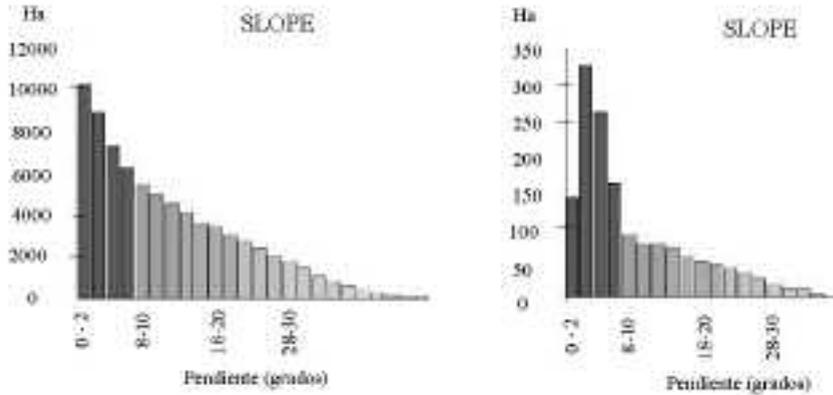


FIGURA 5: Histogramas de distribución de valores S(°) para la comarca y la subzona

Sub-Factor L o longitud de pendiente

En este caso las diferencias entre las metodologías son más acusadas encontrándose desde recorridos únicos o muy limita-

dos en el espacio propios de los métodos LC y LF, hasta la amplia gama de longitudes de flujo obtenidos con los métodos LL, cpe y WS (Figuras 6 y 7).

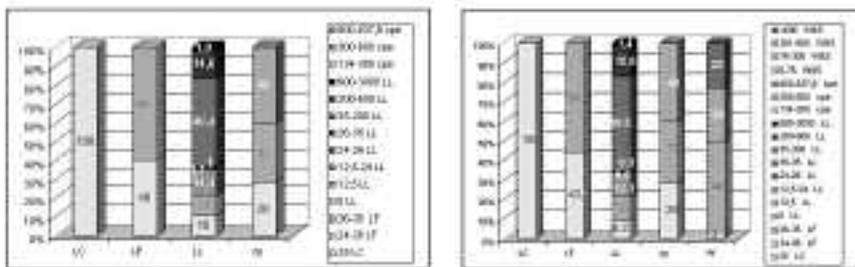


FIGURA 6: Gráfico del valor de L: Comarca la Marina Alta (izquierda) y Subzona de la cuenca hidrográfica (derecha)

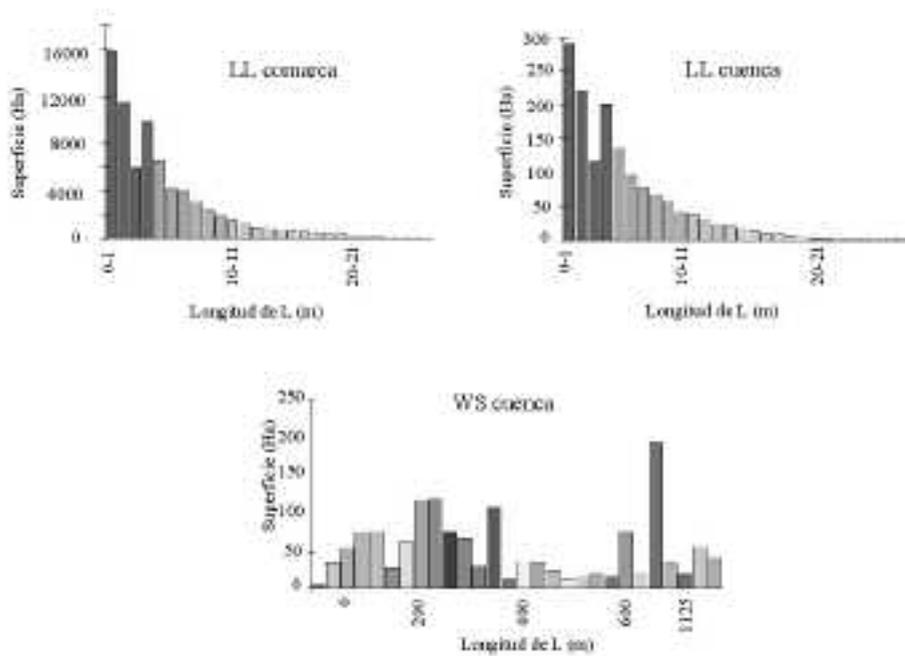


FIGURA 7: Histogramas de distribución de valores de L para la comarca y la subzona

CONCLUSIONES

El método **cpe** se revela como muy acertado siempre que las subcuencas seleccionadas sean representativas de todas las condiciones topográficas; siendo así, la correlación entre S y LS se estima fiable.

Los valores obtenidos con el método **WS** probablemente se ajusten mejor a la realidad topográfica de la zona, caracterizada por un relieve abrupto y acentuado con declives superiores al 15% en prácticamente el 50% de sus laderas.

Para zonas de trabajo de cierta extensión, la aplicación del método **WS** con las técnicas cartográficas tradicionales resulta excesivamente laboriosa. La incorporación de herramientas cartográficas digitales (método **LL**) requiere un conocimiento exhaustivo tanto de los lenguajes de programación como de

los modelos descriptivos de los procesos erosivos.

Vista la gran similitud en los resultados obtenidos al aplicar los tres métodos SIG, no parece justificada la mayor complejidad de cálculo del método **LL** frente a la sencillez de los métodos **LC** y **LF** (únicamente requieren los comandos del propio programa); posiblemente el empleo de un MDT de mayor precisión supondría diferencias mayores.

El uso de técnicas cartográficas digitales en el desarrollo de metodologías tradicionales como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo o el método del contorno-punto-extremo ha supuesto un importantísimo avance en cuanto a calidad y fiabilidad de los trabajos de estima de pérdida de suelo por procesos de erosión hídrica, facilitando además sobremana la realización de evaluaciones sobre grandes extensiones.

REFERENCIAS

- Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Cruz Díaz, M^a., Gasco, J.M. (1994): Métodos de estimación de la erosión hídrica. Ed. Agrícola Española, 152 p.
- De Antonio, R. (1994): Evaluación de la erosión hídrica mediante Sistemas de Información Geográfica: aplicación a la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral, U.P.M. –E.T.S.I.A., España.
- Desmet, P. y Govers, G. (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*. 15 (5), 427-433.
- Hickey, R., Smith, A., Jankowski, P. (1994): Slope length calculations from a DEM within ARC/INFO GRID. *Computing, Environment and Urban Systems*. 18 (5), 365-380.
- López Cadenas De Llano, F. (1994): Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. TRAGSA-Mundi Prensa, 902 p.
- Williams, J.R. y Berndt, H.D. (1976): Determining the USLE, length-slope factor for watersheds. Soil Conservation S.A: IOWA.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D.(1978): Predicting Rainfall Erosion Losses. A guide to conservation planning. USDA Agric. Handbook nº 537, 58 p.

COMPOSICIÓN Y TRANSFORMACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN UN HISTOSOL DE LA SERRA DO XISTRAL (NORTE DE GALICIA) MEDIANTE CPMAS ¹³C-NMR.

PONTEVEDRA-POMBAL, X.¹; MARTÍNEZ-CORTIZAS, A.¹; GARCÍA-RODEJA, E.¹; BUURMAN, P.² Y VAN LAGEN, B.²

¹Departamento de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n. 15706 Santiago de Compostela. Galicia. España. e-mail: edpombal@usc.es

²Lab. Soil Science & Geology. Dept. Environmental Sciences. Wageningen Agricultural Univ. P.O. Box 37, 6700 AA Wageningen. The Netherlands.

Abstract. CPMAS ¹³C-NMR organic matter composition and transformation in an histosol of 'Serra do Xistral' (North of Galicia, Spain): preliminary results. The composition of the organic carbon of a fibric histosol from the north of Galicia was studied using high resolution CPMAS ¹³C-NMR. With increasing depth (age), a continuous decrease in the carbohydrate content and an increase in aliphatic-C was observed. After a slight increase in the upper centimetres of the peat, the aromatic and phenolic-C compounds reach a nearly constant value. A similar behaviour was observed for methoxyl and carboxylic-C. The observed evolution of functional NMR groups, particularly that of hydroxyl and aliphatic-C, shows that after 4000 years a stabilization of organic matter has not yet been reached. From the comparison with data obtained in other peat bogs from different latitudes, a general trend to a similar end point of evolution can be deduced.

Key words: Histosol, peat evolution, organic matter, functional nmr groups, Galicia.

Resumen. Se han utilizado técnicas de CPMAS ¹³C-NMR en estado sólido y espectros de alta definición en el estudio previo de la materia orgánica con distinto grado de descomposición de un histosol fíbrico del norte de Galicia. Los resultados indican un descenso continuado del contenido en carbohidratos y un incremento de la proporción de carbono alifático con el aumento de la profundidad (edad) de la turba. Los compuestos de carbono aromático y fenólico presentan un ligero ascenso en los centímetros superficiales, para posteriormente mantener valores más o menos constantes al igual que el carbono carboxílico y metoxílico. A partir de la comparación con datos obtenidos en otras turberas de diferentes latitudes, se puede deducir una tendencia general de la evolución de la turba hacia un punto final similar.

Palabras clave: Histosol, evolución de la turba, materia orgánica, grupos funcionales de NMR, Galicia.

INTRODUCCIÓN

Cuando las turberas son expuestas a cambios ambientales naturales o artificiales, la composición de la materia orgánica (MO)

resultante refleja las condiciones existentes durante su formación (Tsutsuki y Kondo, 1995). Es decir, los constituyentes de la turba podrían comportarse como marcadores de las señales ambientales.

Sin embargo, como indican Yavitt et al. (1997), para evaluar la evolución de la MO es necesario discriminar los efectos derivados de los condicionantes ambientales de aquellos asociados a la naturaleza de los restos vegetales implicados.

Para ello, previo a cualquier interpretación ambiental debemos conocer los constituyentes de la MO y sus tendencias generales de evolución. En este sentido existen algunos trabajos en los que se identifican los compuestos principales de la turba y su dinámica con el tiempo. Almendros et al. (1982) a través del análisis térmico de turberas mediterráneas españolas indicaron niveles de carbohidratos en turba entre 5,8 y 1,4% y una proporción de ácidos húmicos entre 73,6 y 35,5%. Son niveles extremadamente bajos si se comparan con los establecidos por Bergner et al. (1990), quienes proponen un valor próximo al 21% de carbohidratos para turbas secas. Los trabajos de Göttlich et al. (1993) y Wieder y Starr (1998) indican contenidos medios de bitumen (grasas, ceras y aceites solubles) del 5,2 al 9,5%, de celulosa y hemicelulosa del 54 al 58%, ambos grupos con tendencia a disminuir con la profundidad, y del 30 al 37% de ligninas que aumentan con la humificación. Brown et al. (1989) determinaron contenidos de lignina mucho más bajos en turberas ombrotóricas (0,6 – 2,5%), valores que disminuyen en las capas más profundas.

En cuanto a los compuestos orgánicos minoritarios en la turba, se han identificado aminoácidos (derivados de albúminas y aminoazúcares), hexosas y pentosas, ácidos carbónicos, bicarbónicos e hidroxycarbónicos (Ekmann, 1981), fenoles y ácidos fenolcarbónicos, derivados furanos de pentosas, diversos compuestos heterocíclicos con nitrógeno, hidrógeno o azufre como átomo anular, ceras (compuestos neutros o ligeramente polares, entre ellos n-alcoholes con 10 a 30 átomos de carbono - $C_{22}H_{45}OH$ y $C_{30}H_{61}OH$ -) y resinas fuertemente polares (Luomala y Ketola (1984).

La degradación de los restos vegetales que alcanzan la superficie del suelo es uno de los procesos cruciales en la evolución y en el ciclo global del carbono. Los tejidos vegetales necróticos están compuestos fundamentalmente por celulosa, hemicelulosa, lignina y concentraciones relativamente altas de lípidos, proteínas, taninos y biopolímeros alifáticos. Para identificarlos y cuantificarlos Wershaw et al. (1996) defienden la idoneidad de las técnicas de ^{13}C -NMR, ya que los compuestos presentan bandas de resonancia específicas que pueden ser utilizadas para seguir su evolución.

Los escasos estudios llevados a cabo sobre la materia orgánica de los suelos de Galicia, y muy en particular en los suelos orgánicos, han incidido en el contenido y relación del N y el C (Carballas et al., 1983), en la pérdida por combustión de la materia orgánica (González-Prieto et al., 1999) y, más recientemente en el fraccionamiento químico del C orgánico (Macías et al., 2001).

Con el presente trabajo pretendemos iniciar el estudio de la evolución de la materia orgánica y su implicación en los procesos de formación y evolución de las turberas de Galicia, aplicando técnicas analíticas como la resonancia magnética nuclear en estado sólido (CPMAS ^{13}C -NMR). La comparación de la composición de la MO y su evolución en las turberas de Galicia respecto a las determinadas en otras áreas por los investigadores, nos permitirá establecer las tendencias generales y profundizar en los comportamientos específicos de nuestras turberas relacionándolos con sus particularidades ambientales.

MATERIAL Y MÉTODOS

La turbera analizada, el Tremoal do Penido Vello, se localiza en el norte de Galicia en la Serra do Xistral (Latitud: 43°32'19"N; Longitud: 7°30'45"W), a 20 km de la costa (Fig. 1), desarrollándose sobre una cima de roca granítica a 793 m s.n.m. Se

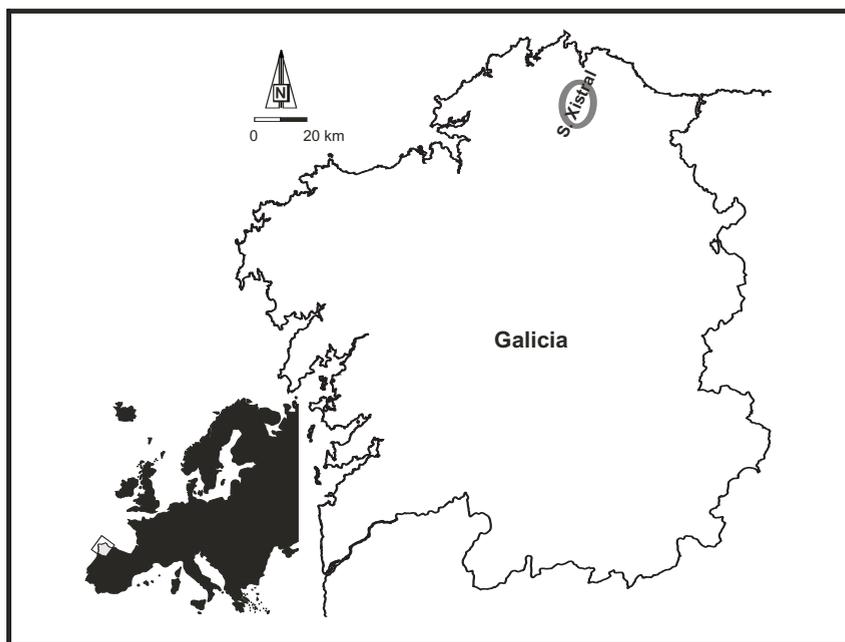


FIGURA 1. Localización del área de estudio.

trata de un área con cumbres que superan escasamente los mil metros, ambientes muy húmedos y frescos, baja estacionalidad pluviométrica, precipitación anual acumulada de 1.590 mm y temperatura media anual de $8,8^{\circ}\text{C}$ (Martínez-Cortizas y Pérez Alberti, 2000).

La vegetación actual dominante está constituida principalmente por musgos del género *Sphagnum*, gramíneas como *Festuca rubra* y matorral de *Ericaceae* (Fraga Vila et al., 2001). Los integrantes mayoritarios identificados en la turba derivan de vegetación de *Sphagna* y *Cyperaceae*.

Para llevar a cabo esta investigación se tomaron muestras de un perfil de un suelo clasificado por Martínez-Cortizas et al. (2000) como Histosol fíbrico (FAO-UNESCO, 1990) o Dysic Typic Haplofibrists (Soil Survey Staff, 1999). La toma de muestras se hizo respetando la coherencia macromorfológica de los cuatro horizontes diferenciados y

dentro de cada uno de ellos en función de su potencia. Así, el horizonte H1 se subdividió en dos (de 0 a 10 cm y de 10 a 24 cm), y el horizonte H2 en tres (de 24 a 70 cm, de 70 a 130 cm y de 130 a 175 cm). La datación ^{14}C de la muestra recogida a 245 cm indica una edad de 4.070 ± 50 años B.P. (GrN-22290) (Martínez Cortizas et al., 1997).

Se determinó el contenido de C, N y S totales sobre muestra seca y finamente molida. El contenido de C y N total se obtuvo por combustión en un autoanalizador Leco CHN-1000 y el S total en un autoanalizador Leco SC-144DR. La densidad del suelo se calculó según Lynn et al. (1974), y la densidad de partícula se determinó utilizando un picnómetro autoanalizador Accupyc 1330 V1.04. La porosidad total se expresa en porcentaje de muestra total y el porcentaje de cenizas se determinó por incineración en mufla a 450°C durante tres horas (Lynn et al., 1974).

Para estimar el grado de evolución de la materia orgánica se emplearon distintas metodologías clásicas como la relación C/N, el índice de pirofosfato de sodio (IP; Lynn et al., 1974) o el método de von Post (VP; von Post, 1937; Soil Survey Staff, 1990). También se midieron los valores de pH en CaCl_2 0,015 M siguiendo el método propuesto por Lynn et al. (1974) y utilizado en la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1990) para identificar las clases de reacción en los Histosoles. Para extraer los cationes básicos de intercambio (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) así como los cationes acídicos (Fe^{+2} , Mn^{+2}) se empleó el método de NH_4Cl 1M propuesto por Peech et al., (1947). Esta determinación se acompañó con la extracción de Al^{+3} y H^+ en una disolución de KCl 1M (Lin y Coleman, 1967).

Los espectros de resonancia magnética nuclear del ^{13}C en estado sólido se obtuvieron en el NMR Centre de la Universidad de Wageningen siguiendo el procedimiento descrito por van Lagen y de Jager (2000). Las determinaciones fueron efectuadas con un espectrómetro Bruker AMX 300 en una frecuencia ^1H de 300 MHz, sobre cápsulas de doble capa de zirconio de 7 mm de diámetro y tapas Kel F. Las muestras se mantuvieron girando a 5 kHz. Las condiciones Hartmann-Hahn fueron establecidas empleando glicina como estándar de control. La polarización cruzada se obtuvo usando intervalos de tiempos de contacto de 0,1 a 7 ms. Durante la adquisición, los protones fueron desacoplados, y fue utilizado un tiempo de reciclado de 1 s para obtener un espectro completamente relajado (“*fully relaxed spectra*”). El número de barridos fue de entre 500 y 4.000, y en la transformación de Fourier se aplicó una función exponencial constituida por una línea base de 50 Hz. Cada medición se inicia con al menos 2.500 barridos “ficticios” (“*dummy scans*”) que no se utilizan para la cuantificación final de la distribución de C. Luego

comienza la prueba “real” con 4 a 6 tiempos de contacto a partir de 2 ms. Fründ y Lüdemann (1989) han indicado que, bajo condiciones experimentales, la señal del área relativa de los espectros de resonancia está cuantitativamente relacionada con la concentración de C. Sin embargo, esta correlación es más difícil de establecer cuando la relación señal – ruido se hace más baja en las áreas y picos de menor tamaño, lo que exigirá en el futuro una mejora en los cálculos de deconvoluciones.

Los espectros de resonancia fueron subdivididos e integrados, apoyándonos en los resultados de Preston et al. (1989) y Beyer et al. (1997) y en la buena definición de los picos obtenidos, en los siguientes rangos para las especies de C de la MOS: 0-46 ppm (alifáticos, **AL**); 46-60 ppm (metoxilos, **ME**); 60-95 ppm (hidroxilos, **HI**); 95-110 ppm (acetales, **AC**); 110-140 ppm (aromáticos, **AR**); 140-160 (fenoles, **FE**); 160-250 (carboxilos, **CA**).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físico-químicas del histosol.

A modo de contextualización, describimos someramente las características físico-químicas generales del suelo (Tabla 1), puesto que la discusión en detalle aparece reflejada en trabajos anteriores (Martínez-Cortizas et al., 1997; Pontevedra-Pombal et al., 2001).

La densidad del suelo y de partícula oscilan entre 0,11-0,21 y 1,42-1,46 Mg m^{-3} respectivamente, si bien en las muestras superficiales son ligeramente mayores (0,24 y 1,52 Mg m^{-3}) y se asocian a posibles procesos de edafización y compactación (*moulding*) propios de los horizontes superficiales, y a un incremento del contenido en cenizas (1,9-5,9%) de ciertas muestras, causado por la incorporación de arenas muy finas. La porosidad total es muy alta, propia de materiales fibricos, oscilando entre un 85 y un 92%. En

TABLA 1. Valores para algunas propiedades físicas y químicas de la turbera del Tremoal do Penido Vello (PVO). pH en CaCl₂; CIC_e: capacidad de intercambio catiónico efectiva en cmol_c kg⁻¹; Ds: densidad del suelo y Dp: densidad de partícula en Mg m⁻³; Po: porosidad total (%); Cez: cenizas (%); carbono (C), nitrógeno (N) y azufre total (S) en porcentaje; C:N: relaciones carbono/nitrógeno; IP: índice de pirofosfato; VP: escala de Von Post.

Horizonte	Profundidad	pH _{CaCl2}	CIC _e	Ds	Dp	Po	Cez
H1	0-24	2.69	16,1	0.214	1.448	85.2	5.9
H2	24-175	2.84	10,8	0.122	1.431	91.5	2.1
H3	175-230	3.06	10,9	0.110	1.425	92.3	1.9
H4	230-245	3.20	10,2	0.146	1.461	90.0	4.6
Horizonte	C	N	S	C:N	IP	VP	
H1	45.1	1.90	0.716	25.0	5	H3-H4	
H2	51.3	1.47	0.656	36.6	5	H4	
H3	55.1	1.32	0.634	42.0	4	H5	
H4	56.3	1.62	0.670	35.3	4	H6-H7	

ningún caso, se han detectado cantidades relevantes de materiales paramagnéticos que pudieran afectar a la definición de los espectros de resonancia. El C total alcanza valores muy elevados (45-56 %), con un incremento en profundidad asociado a los procesos de descomposición, como ya han destacado en turberas de otras áreas geográficas Beyer et al. (1997). El grado de descomposición de la materia orgánica, atendiendo a los índices clásicos, es escaso o moderado, si bien se pueden distinguir materiales fibrícos (Oi) en los primeros 170 cm y hémicos (Oe) a partir de aquí, con un IP de 5 a 4, y valores en la escala de VP de H3 a H4 y de H5 a H7 respectivamente. La reacción del suelo en agua es ácida (pH 4,60-3,58), pero la reacción potencial valorada en extractos de cloruro cálcico es muy ácida (pH 3,20-2,69). La capacidad de intercambio catiónico efectiva oscila entre moderada y baja (16,1-10,2 cmol_{c(+)} kg⁻¹), y el complejo de intercambio catiónico está dominado por cationes básicos, principalmente Mg. Las propiedades físico-

químicas descritas para PVO son similares a las señaladas para las turberas ombrotóficas del norte de Europa (Wojtun, 1994), diferenciándose claramente de las turberas minerotóficas de las montañas de Galicia (Pontevedra-Pombal et al., 1996; Martínez-Cortizas et al., 2000).

Composición de la turba: análisis de los espectros de CPMAS ¹³C-NMR.

La mayoría de los espectros de CPMAS ¹³C-NMR de las muestras analizadas (Fig. 2) presentaron picos de resonancia nítidos en torno a 32-33 ppm de distancia química asignables a carbonos alifáticos (unidades alquil-CH₂) incluyendo ácidos grasos de cadena larga (Preston et al. 1994), ceras y resinas. Se observa un desdoblamiento del espectro a 55 ppm causado por carbonos metoxílicos y una amplia banda asociada a estructuras de carbohidratos (regiones hidroxílicas y acetálicas) con un pico a 74 ppm (unidades de piranosas y furanosas desde celulosas, manosas, galactosas, arabinosas o

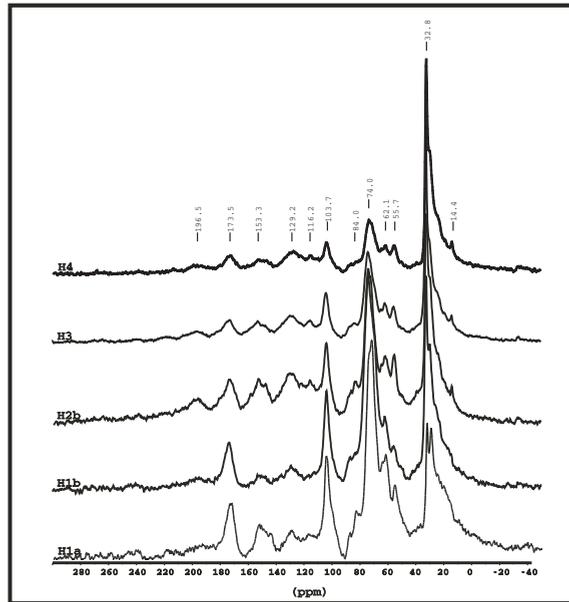


FIGURA 2. Algunos espectros de ^{13}C CPMAS NMR de los subhorizontes del Histosol Fábriico del Tremoal de Penido Vello, mostrando las distancias químicas y los picos de resonancia de las distintas regiones bioquímicas (a, b, c hacen referencia a los subhorizontes).

xilanas) y otro pico a 104 ppm (carbonos anoméricos de unidades de glucosa) que marca la aportación de los grupos acetal (C-1). Los componentes aromáticos “sensu stricto” tienen un pico próximo a 130 ppm mientras que los grupos fenólicos (aromáticos O y N sustituidos) lo tienen a 153 ppm. La región carboxílica desarrolla una banda ancha (amidas, ésteres, COO^- , COOH) con un pico máximo a 173 ppm y, finalmente un pico ancho y débil a 196 ppm propio de carbonos quetónicos (Preston et al., 1987) o de manera más general con grupos carbonílicos (Freitas et al., 1999).

Si bien, como mencionan Preston et al. (1987) es infrecuente la buena definición de los carbonos CH_2 de los carbohidratos (C-6) en la turba, en nuestros espectros ha sido posible definirlo en todos los casos en torno a 62 ppm, correspondiendo según Nordén et al.

(1992) a grupos hidroximetileno de piranosas. De la misma manera, existe un pequeño pico entre 14 y 15 ppm, que Kolodziejski et al. (1982) atribuyen a la resonancia de carbonos metilo de las sustituciones acetilo de algunas hemicelulosas. Otro pico u hombro de resonancia poco frecuente que ha sido detectado se sitúa a 84 ppm y corresponde a carbonos hidratados del C-4, es decir unidades monoméricas y poliméricas de hemicelulosa y celulosa amorfa (Nordén et al., 1992)

Aunque la interpretación de los espectros de resonancia en términos cuantitativos ha de realizarse con prudencia, investigaciones realizadas por Pfeffer et al. (1984) o van Lagen y de Jager (2000) concluyen que estos espectros reflejan con elevada resolución la proporción de los distintos tipos de carbonos que componen la MO si ésta carece de altos contenidos de materiales paramagnéticos y se ajustan bien los tiempos de contacto.

En el conjunto del suelo la variación de la evolución de los carbonos ME, AC, CA y FE fue poco destacable en comparación con los carbonos aromáticos y especialmente con los alifáticos e hidroxílicos. La composición media de los espectros de resonancia

magnética del perfil (Fig. 3) está dominada por los constituyentes alifáticos (31%) e hidroxílicos (28%), con cantidades decrecientes de aromáticos (11%), acetálicos (9%), carboxílicos (9%), fenólicos (6%) y metóxicos (6%).

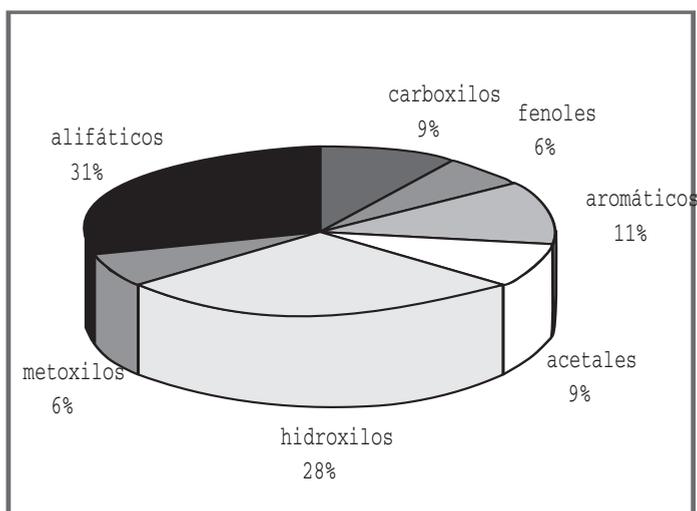


FIGURA 3. Proporciones medias de las regiones bioquímicas identificadas por ¹³C CPMAS NMR en la turba del Tremoal de Penido Vello.

Sin embargo, cuando se establecen los contenidos medios para los siete subhorizontes definidos en el histosol (Tabla 2, Fig. 4), se aprecian varias tendencias en las relaciones de

dominancia del tipo: HI>AL>AC>CA>AR>ME>FE en el horizonte H1; HI-AL>AR>CA>AC>ME, FE en H2 con un ligero dominio de carbono alifático sobre el hidroxílico

TABLA 2. Composición en porcentaje de grupos funcionales de ¹³C-NMR de la materia orgánica de los horizontes y subhorizontes del histosol fábriico en el Tremoal do Penido Vello. (Horz., horizonte; Prof., profundidad en centímetros. Grupos funcionales en %).

Horz.	Prof.	Alifáticos	Metoxilos	Carbohidratos			Aromáticos	Fenoles	Carboxilos
				Hidroxilos	Acetal	Total			
H1	0-10	26,16	6,16	35,81	9,99	45,80	8,37	4,64	8,87
	10-24	29,11	5,87	34,26	9,50	43,76	8,15	4,50	8,61
H2	24-70	27,80	6,52	29,28	8,57	37,85	11,76	6,19	9,88
	70-130	29,21	6,63	26,82	8,40	35,21	12,48	6,73	9,73
	130-175	30,14	6,56	27,14	8,67	35,81	12,24	6,44	8,81
H3	175-230	33,18	6,45	23,50	8,10	31,60	12,88	6,59	9,30
H4	230-245	37,42	5,94	20,76	7,09	27,85	13,44	6,44	8,91

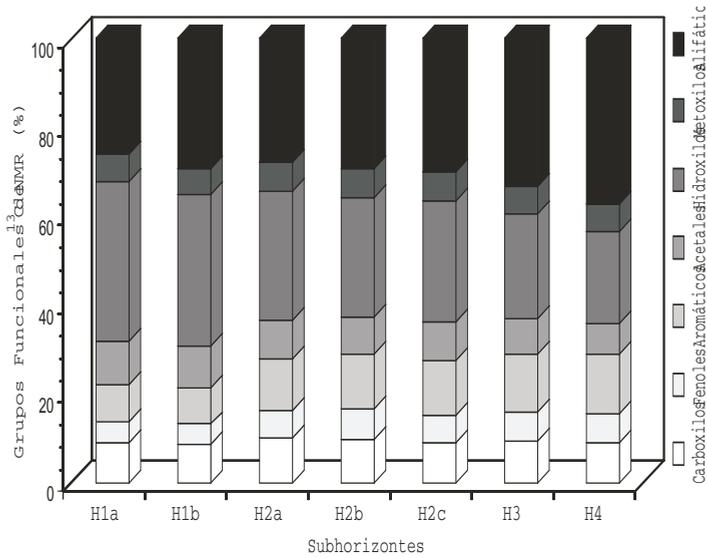


FIGURA 4. Proporciones medias de las regiones bioquímicas identificadas por ^{13}C CPMAS NMR en los subhorizontes determinados en el Histosol Fibrico del Tremoal de Penido Vello (a, b, c hacen referencia a los subhorizontes).

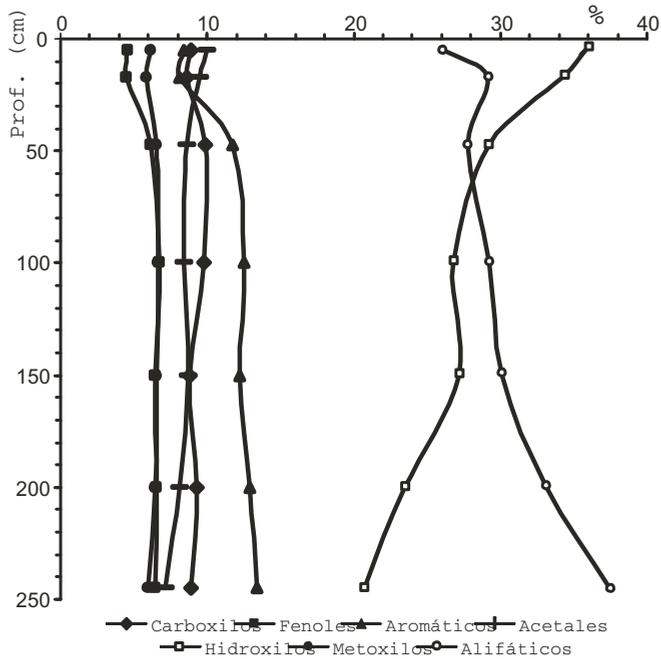


FIGURA 5. Variación de las tendencias en profundidad (edad) de los grupos funcionales del carbono orgánico ^{13}C CPMAS NMR en la turba del Tremoal de Penido Vello.

en el subhorizonte más profundo y AL>HI>AR>CA>AC>FE>ME en H3 y H4.

Respecto a la tendencia de los grupos funcionales en el perfil, se observa que desde el horizonte H1 superficial hasta el H4 profundo hay un enriquecimiento relativo del carbono alifático (Fig. 5), también constatado para histosoles de la zona templada por Wachendorf et al. (1996), un detrimento de los componentes hidroxílicos derivado de la transformación de los carbohidratos y un ligero aumento del carbono aromático y fenólico en los centímetros superficiales del perfil. Los grupos carboxílicos y metoxílicos apenas muestran cambios reseñables dentro de la evolución de la turba.

Transformación de la turba.

Los resultados tienen ciertas coincidencias y diferencias con lo observado en otros suelos orgánicos. Así, Hammond et al. (1985) en turberas canadienses, Fox et al. (1994) para Histic Folisols del norte de Canadá y Beyer et al. (1995) en histosoles antárticos, indican un aumento de los grupos alifáticos y un descenso de los hidroxílicos con la profundidad. Sin embargo, en nuestros suelos no observamos un enriquecimiento de materiales carboxílicos. Los contenidos de carbono alifático en los horizontes superficiales (28%) están más próximos a los de histosoles antárticos (Beyer et al., 1995) que a los indicados por Wachendorf et al. (1996) en histosoles de zonas climáticas templadas (<20%).

En este sentido, los Humic Mesisol estudiados por Preston et al. (1987) en Canadá, presentan en los horizontes superficiales mayor proporción de carbohidratos (cerca al 60%) mientras que el Tremoal do Penido Vello no supera el 45%, siendo similar el contenido en profundidad, con valores del 27-30%. Este hecho puede deberse a que las actuales condiciones climáticas de Canadá permiten la conservación superficial de los carbohidratos durante más tiempo que en

Galicia, pero la edad (profundidad) fuerza el sistema biodegradativo hacia un punto convergente.

La tendencia de incremento de la aromaticidad en la parte superficial de la turba concuerda con los resultados de Preston et al. (1987), y con el aumento de residuos aromáticos recalcitrantes determinado por Brown et al. (1989) en turberas ombrotóficas. Algunos autores explican este hecho, frecuente en muchas turberas, como el efecto de compuestos derivados de aminoácidos aromáticos tipo histidina o tipo tirosina (Breitmaier y Voelter, 1990), si bien también podría derivarse de su síntesis a partir de estructuras ketónicas (Ziechmann, 1980), o de la producción microbiana.

Por lo tanto, la característica más obvia que refleja los datos de resonancia de este histosol, es que los carbohidratos (74 y 104 ppm) son inicialmente mayoritarios en la composición de la MO, pero su dinámica durante la evolución de ésta es a descender, como revela la variación en profundidad de los C-hidroxil y C-acetal, asociado casi sincrónicamente a la acumulación y preservación selectiva de materiales alifáticos recalcitrantes (32 ppm), propuesto ya para suelos orgánicos árticos y antárticos por Schnitzer et al. (1990) y Beyer et al. (1995).

En sintonía con nuestros resultados, Amelung et al. (1997) comprobaron que junto con el descenso de los polisacáridos existe un ascenso del contenido en alifáticos causado por la preservación selectiva dependiente de la temperatura de ciertos restos vegetales, además de una mayor incorporación de sustancias desde vegetación adaptada a climas cálidos. Estos resultados retoman las propuestas de Karunen y Ekman (1982) que observaron que con la edad de la turba se producía un incremento de lípidos polimerizados constituyentes de la suberina y cutina de las plantas, más resistentes a la descomposición.

CONCLUSIONES

La turba está compuesta por varias fracciones orgánicas, donde los carbohidratos (celulosa y hemicelulosa) son rápidamente metabolizados durante el período inicial de transformación. Este proceso junto con la anaerobiosis provocará la producción y concentración de complejos alifáticos y aromáticos recalcitrantes. Sobre este proceso autigénico se imprime el efecto de las condiciones ambientales internas y externas.

Ahora bien, como han demostrado Martínez-Cortizas et al. (1999) esta turbera, ha pervivido (4.000 B.P.) a lo largo de eventos climáticos suficientemente intensos y diferenciados como para haber sufrido modificaciones significativas en las comunidades vegetales y cambios más o menos acentuados en las tasas de productividad y descomposición de la materia orgánica. Esto ha de provocar necesariamente el acoplamiento de la composición y de las transformaciones de la MOS a la evolución de las condiciones ambientales.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por The European Community activity Large-Scale Facility Wageningen NMR Centre (ERBFMGECT950066) a través del proyecto *Comparison of NMR and pyrolysis-GC/MS data of peat samples – relation to climate.*

REFERENCIAS:

Almendros, G., Polo, A., Vizcayno, C. (1982): Application of thermal analysis to the study of several spanish peats. *J. Thermal Analysis* 24, 175-182.

Amelung, W., Flach, K. W., Zech, W. (1997): Climatic effects on soil organic matter composition in the Great Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 115-123.

Bergner, K., Bohlin, E., Albano, Å. (1990): Vad innehåller torv?. *A compilation of*

botanical physical and chemical data of peat. Center for Peat Research. Technical Report. Umeå, Suecia.

Beyer, L., Blume, H. P., Sorge, C., Schulten, H. R., Erlenkeuser, H., Schneider, D. (1997): Humus composition and transformations in a pergelic cryohemist of coastal antarctica. *Arctic and Alpine Research* 29, 358-365.

Beyer, L., Sorge, C., Blume, H. P., Schulten, H. R. (1995): Soil organic matter composition and transformation in gelic histosols of coastal continental antarctica. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1279-1288.

Breitmaier, E. y Voelter, W. (1990): *Carbon-13 NMR Spectroscopy.* Verlag-Chemie, Weinheim. Germany. 515 p.

Brown, A., Mathur, S. P., Kushner, D. J. (1989): An ombrotrophic bog as a methane reservoir. *Global Biogeochemical Cycles* 3, 205-213.

Carballas, M., Carballas, T., Cabaneiro, A., Villar, M. C., Leirós, M. C., Guitián-Ojea, F. (1983): Suelos AC sobre granitos de Galicia (NO de España) con especial referencia al ranker atlántico. III. Fracción orgánica. *Anal. Edafol. y Agrobiol.* 42, 1781-1814.

Castillo, F. (2001): El clima de las áreas de turbera de Galicia. In: Turberas de Montaña de Galicia, A. Martínez Cortizas, E. García-Rodeja Gayoso, (eds.), Colección Técnica de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, Compostela, Galicia. 65-78.

Ekmann, E. (1981): Fractionation and characterization of extracts of peats and peat-forming plants. Technical Research Centre of Finland, Publ. 2, Espoo, Finland, 28 p.

FAO-UNESCO. (1990): *Soil Map of the World. Revised legend.* FAO, Rome.

Fox, C. A., Preston, C. M., Fyfe, C. A. (1994): Micromorphological and ¹³C NMR characterization of a Humic, Lignic, and Histic Folisol from British Columbia. *Can. J. Soil Sci.* 74, 1-15.

- Fraga Vila, I., Sahuquillo Balbuena, E. García Tasende, M. (2001): Vegetación característica de las turberas de Galicia. In: *Turberas de Montaña de Galicia*, A. Martínez Cortizas, E. García-Rodeja Gayoso, (eds), Colección Técnica de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, Compostela, Galicia. 79-97.
- Freitas, J. C. C., Bonagamba, T. J., Emmerich, F. G. (1999): ¹³C high-resolution solid-state NMR study of peat carbonization. *Energy y Fuels* 13, 53-59.
- Fründ, R. y Lüdemann, H. D. (1989): The quantitative analysis of solution and CPMAS ¹³C-NMR spectra of humic materials. *The Science of the Total Environment* 81/82, 157-168.
- González-Prieto, S. J., Cabaneiro, A., Castro, A., Villar, M. C., Martín, A., Carballas, T. (1999): Obtainment of a carbon-13, nitrogen-15-labelled burnt soil. *Biol. Fertil. Soils* 29, 434-436.
- Göttlich, KH., Richard, K-H., Kuntze, H., Eggelsmann, R., Günther, J., Eichelsdorfer, D., Briemle, G. (1993): In: *Mires: process, exploitation and conservation*. A.L. Heathwaite y Kh. Göttlich, (eds.), John Wiley y Sons Ltd., Chichester, England, 325-415.
- Hammond, T. E., Cory, D. G., Ritchey, W. M., Morita, H. (1985): High resolution solid state ¹³C n.m.r. of canadian peats. *Fuel* 64, 1687-1695.
- Karunen, P. y Ekman, R. (1982): Age-dependent content of polymerized lipids in *Sphagnum fuscum* mosses. *Physiologia Plantarum* 54, 162-166.
- Kolodziejski, W., Frye, J. S., Maciel, G. E. (1982): Carbon-13 nuclear magnetic spectrometry with cross polarization and magic-angle spinning for analysis of lodgepole pine wood. *Anal. Chem.* 54, 1419-1424.
- Lin, C. y Coleman, N. T. (1967): The measurement of exchangeable aluminium in soils and clays. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 24, 444-446.
- Luomala, E. y Ketola, M. (1984): Vertical distribution of peat sterols in a field of a productive peatland in western Finland. *Proc. 7th Inter. Peat Congr.* 4, 307-316. Dublin, Eire.
- Lynn, W. C., Mckinzie, W. E., Grossman, R. B. (1974): Field laboratory tests for characterization of Histosols. In: *Histosols: their characteristics, classification, and use*, A. R. Aandahl, S. W. Buol, D. E. Hill, H. H. Bailey (eds.), Soil Sci. Soc. Am., Inc, Madison, Wisconsin, 11-20.
- Macías, F., Calvo, R., Arce, F., Bulnes, C., López, R. (2001): Los suelos como sumidero de carbono: materia orgánica de los suelos de Galicia. In: *Resúmenes del 22º Reunión Nacional de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, Santiago de Compostela, Galicia, 118-121.
- Martínez Cortizas, A. y Pérez Alberti, A. (2000): *Atlas Climático de Galicia*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia. 210 p.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra-Pombal, X., García-Rodeja, E., Nóvoa-Muñoz, J. C., Shotyk, W. (1999): Mercury in a Spanish peat bog: archive of climate change and atmospheric metal deposition. *Science* 284, 939-942.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra-Pombal, X., Nóvoa-Muñoz, J. C., García-Rodeja, E. (1997): Four thousand years of atmospheric Pb, Cd and Zn deposition recorded by the ombrotrophic peat bog of Penido Vello (Northwestern Spain). *Water Air and Soil Pollution* 100, 387-403.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra-Pombal, X., Nóvoa-Muñoz, J. C., García-Rodeja, E. (2000): *Turberas de montaña del Noroeste de la Península Ibérica*. *Edafología* 7, 1-29.
- Nordén, B., Bohlin, E., Nilsson, M., Albano, Å., Röckner, C. (1992): Characterization of particle size fractions of peat. An integrated biological, chemical, and spec-

- troscopic approach. *Soil Science* 153, 382-396.
- Peech, M., Alexander, L. T., Dean, L., Reed, J. F. (1947): *Methods of soil analysis for soil fertility investigations*. U.S. Dep. Agric. Cir., 757, 25 p.
- Pfeffer, P. E., Gerasimowicz, W. V., Piotrowski, E. G. (1984): Effect of paramagnetic iron on quantitation in carbon-13 cross polarization magic angle spinning nuclear magnetic resonance spectrometry of heterogeneous environmental matrices. *Anal. Chem.* 56, 734-741.
- Pontevedra Pombal, X., Martínez Cortizas, A., García-Rodeja, E. (1996): Caracterización físico-química de suelos orgánicos en la Serra dos Ancares (NW de la Península Ibérica): origen y evolución. In: Avances en la Reconstrucción Paleambiental de las Áreas de Montaña Lucenses, A. Pérez Alberti y A. Martínez Cortizas (eds), Diputación Provincial de Lugo. Galicia, 91-119.
- Pontevedra Pombal, X., Nóvoa-Muñoz, J. C., García-Rodeja, E., Martínez Cortizas, A. (2001): Composición y propiedades de las turberas de Galicia. In: Turberas de Montaña de Galicia, A. Martínez Cortizas y E. García-Rodeja Gayoso (eds), Colección Técnica de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, Galicia, 129-139.
- Preston, C. M., Axelson, D. E., Lévesque, M., Mathur, S. P., Diné, H., Dudley, R. L. (1989): Carbon-13 NMR and chemical characterization of particle-size separates of peats differing in degree of decomposition. *Org. Geochem.* 14, 393-403.
- Preston, C. M., Shipitalo, S. E., Dudley, R. L., Fyfe, C. A., Mathur, S. P., Levesque. (1987): Comparison of ^{13}C CPMAS NMR and chemical techniques for measuring the degree of decomposition in virgin and cultivated peat profiles. *Can. J. Soil Sci.* 67, 187-198.
- Preston, C. M., Hempfling, R., Schulten, H. R., Schnitzer, M., Trofymow, J. A., Axelson, D. E. (1994): Characterization of organic matter in a forest soil of coastal British Columbia by NMR and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. *Plant y Soil* 158, 69-82.
- Schnitzer, M., Tarnocai, C., Schuppli, P., Schulten, H. R. (1990): Nature of the organic matter in tertiary paleosols in the canadian arctic. *Soil Science* 149, 257-267.
- Soil Survey Staff. (1990): *Keys to Soil Taxonomy*, 4^a ed. SMSS Technical Monograph n° 6, Virginia.
- Soil Survey Staff. (1999). Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Soil Survey Staff, National Resources Conservation Services U. S. Dept. Agriculture, Agriculture Handbook, n° 436. Washington, U.S.A.
- Tsutsuki, K. y Kondo, R. (1995): Lignin-derived phenolic compounds in different types of peat profiles in Hokkaido, Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 41, 515-527.
- Van Lagen, B. y de Jager, P. A. (2000): Improvement of quantification of ^{13}C CP-MAS NMR by pre-spinning in variable contact time experiments. *J. Environmental Quality* (in press).
- Von Post, L. (1937): The geographical survey of Irish bogs. *Irish Nat. J.* 6, 21-227.
- Wachendorf, C., Beyer, L., Blume, H. P. (1996): Structures and functions of peat ecosystems with different use in northern Germany. IV. Chemical composition of litter and peat of histosols. *Proc. 10th Inten. Peat Congr.* 1, 196, Bremen, Germany.
- Wershaw, R. L., Leenheer, J. A., Kennedy, K. R., Noyes, T. I. (1996): *Soil Science* 161, 667-679.
- Wieder, R. K. y Starr, S. T. (1998): Quantitative determination of organic fractions in highly organic, sphagnum

- peat soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29, 847-857.
- Wojtun, B. (1984): Element contents of Sphagnum mosses of peat bogs of Lower Silesia. *The Bryologist* 97, 289-295.
- Yavitt, J. B., Williams, C. J., Wieder, R. K. (1997): Production of methane and carbon dioxide in peatland ecosystems across North America: Effects of temperature, aeration and organic chemistry of peat. *Geomicrobiol. J.* 14, 299-316.
- Ziechmann, W. (1980): *Huminstoffe*. Verlag-Chemie, Weinheim. Germany. 408 p.

Instrucciones a los autores para la presentación de manuscritos

La Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo publica trabajos originales, revisión de artículos y notas cortas relacionadas con cualquiera de las diferentes Secciones de la Ciencia del Suelo.

Los manuscritos deberán estar escritos en español o en inglés.

De cada manuscritos (texto y figuras) se enviarán **Original y Dos Copias** a la Dirección del Editor Principal. Las dos copias serán revisadas por especialistas elegidos por el Comité Editorial, y sólo se publicarán los manuscritos que hayan sido informados favorablemente. Tras la aceptación definitiva se solicitará a los autores una copia en disquete 3^{1/4}

Cada manuscrito deberá estar preparado según las siguientes normas. Si no se cumplen le será devuelto a los autores.

I. Trabajos originales y revisión de artículos

1. Estructura y objeto del trabajo
2. Título
3. Título abreviado
4. Nombre(s) de autor(es) y nombre(s) y dirección(es) de las(s) institución(s)
5. Resumen-Abstract
6. Palabras Clave-Key Words
7. Texto
8. Referencias
9. Tablas
10. Figuras
11. Leyenda de tablas y leyenda de figuras

1. Estructura y objeto del trabajo

El plan indica el orden de los diferentes apartados del manuscrito. No será publicado

2. Título

Deberá ser conciso, preciso y con palabras que reflejen el contenido del trabajo

3. Título abreviado

No contendrá más de 60 caracteres, con objeto de poderlo imprimir en la parte superior de cada página impar de la revista

4. Nombre(s) de autor(es)

Deberá incluirse las iniciales del nombre y los apellidos de cada autor, así como la dirección(es) completa(s) del Centro de trabajo de cada uno. Cualquier correspondencia se dirigirá al primer autor si no existen indicaciones en contra.

5. Resumen-Abstract

Ambos deberán presentar los resultados principales del trabajo, con datos cuantitativos. Extensión máxima de 150 palabras.

6. Palabras Clave-Key Words

A continuación del Resumen y del Abstract se añadirán ocho palabras como máximo, que caractericen el contenido del trabajo.

7. Texto

Deberá ser claro y conciso. Como norma general, los trabajos no deben exceder 10 páginas mecanografiadas a doble espacio en tamaño DIN A4 con letra Courier 10, incluyendo, resúmenes, referencias, tablas y figuras.

Las referencias en el texto deberán aparecer como sigue: (Roquero, 1984; Guerra y Benayas, 1984).

o:

según Roquero (1984); y Guerra y Benayas (1984)

o, si son más de dos autores:

(Velasco *et al.*, 1988)

Si en la lista de referencias hay varias para un mismo autor con el mismo año de publicación, deberán distinguirse entre sí añadiéndole un letra, tal como se indica:

(Fernández 1987a; Brindley y Robison, 1947a y b)

Las figuras (independientemente de que sean gráficos o fotos) y las tablas se numerarán separadamente, usando números arábigos, así: (Fig. 3) (Tabla 2)

8. Referencias

Las referencias deberán presentarse en un listado final ordenado alfabéticamente, tal como sigue:

Referencias:

- Bliss, N.W. y MacLean, S.H. (1975): The paragenesis of zoned chromite from central Manitoba. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 973-990.
- Frenzel, G., Ottermann, J., Kurtze, W. (1973): Uber Cu-haltigen Bleinglanz und Pb-haltigen Covellin von Boarezzo (Varese) und Sulfidparagenese. *Schweiz. Mineral. Petrog. Mitt.* 53, 217-229.
- Guinier, A. (1956): Théorie et technique de la radiocristallographie. Dunod de., Paris, 736 p.
- Mc Laren, A.C. (1974): Transmission electron microscopy of the feldspars in <<the Feldspars>>, W.S. MacKenzie and J. Zussman, de. Manchester University Press, 379-423.
- Spry, P.G. (1978): The geochemistry of garrnet-rich lithologies associated with the Broken Hill Orebody, N.S.W., Australia, M.S. thesis, Univ. Adelaide, Adelaide, Australia.
- ____; Scott, S.D. (1986a): The stability of zincian spinels insulfide systems and their potential as exploration guides for metamorphosed massive sulfide deposits. *Econ. geol.* 81, 1446-1463.

9. Tablas

Todas las tablas se reproducirán reduciendo un 50% y por tanto deberán estar escritas con especial cuidado y nitidez.

Se sugiere un espaciado de uno y medio y un número limitado de líneas horizontales o verticales.

La anchura de las tablas será de 13,5 cm (para reducir a una columna) o de 28 cm (para reducir a dos columnas).

10. Figuras

El tamaño máximo de los originales será de 21x29,7 cm. En ellos deberá figurar, escrito a lápiz en la parte posterior, el nombre del autor y el número de orden.

Dibujos y gráficos han de ser originales, preferiblemente delineados sobre papel blanco o vegetal, con grosor de líneas y tamaño de letras adecuados para ser legibles una vez reducidos; así, en una figura de 13,5 cm de ancho (para reducir a una columna) las letras deberán ser de 5 mm.

Fotografías: 4 como máximo, preferiblemente como diapositiva. Deberán tener un buen contraste y la escala irá incluida en cada una de ellas. Si las fotos están agrupadas en una lámina, se enviará también un duplicado de las fotos separadas.

11. Leyendas

Todas las figuras y tablas llevarán una leyenda suficientemente explicativa. Dichas leyendas se escribirán en una hoja aparte.

II. Notas cortas

La revista de la Sociedad Española de Ciencia del Suelo podrá publicar también los resultados más importantes de un trabajo en forma condensada; la totalidad de los resultados podrán ser presentados posteriormente en un trabajo más extenso.

Los artículos para su publicación pueden ser enviados al editor principal: Felipe Macías, a la siguiente dirección: Dpto. de Edafología. e Química Agrícola, Facultad de Biología, Campus Sur, 17706-Santiago de Compostela.

Los manuscritos originales y las ilustraciones se destruirán dos meses después de su publicación.

Advertencia: Los autores serán responsables de las faltas ortográficas y gramaticales de sus artículos.

