



# EDAFOLOGIA





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

---

Vol. 10 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 e Química Agrícola Facultad de Biología  
Universidade 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 México.  
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<sup>a</sup> Teresa Felipó Oriol. Universidad de Barcelona.  
Cármen Fernández Bermejo. Univ. Politécnica de Madrid.  
José M<sup>a</sup> Gascó Montes. Univ. Complutense 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<sup>a</sup> 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.  
M. Carmen Monterroso Martínez. 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 Buurman. Dept of Soil Science and Geology. Wagenigen.  
Pablo Vidal Torrado. Dpto. de Solos. Escola Superior Agricultura. Piracicaba. Brazil

**Foto Portada:** Área serpentinítica de Samil (Tras Os Montes, NE Portugal) en la que se desarrolla la especie hiperacumuladora de níquel *Alyssum serpyllifolium* ssp. *Lusitanicum* Dudley y P.Silva. Detalle de la planta con flores (inferior izquierda) y con semillas (inferior derecha). C. Monterroso.

## INDICE

	<b>Pag.</b>
A. ALBARRÁN, R. CELIS, M.C. HERMOSÍN, A. LÓPEZ-PIÑEIRO, J. CORNEJO. Efecto de la adición de orujo de aceituna en la adsorción, lixiviación y biodegradación del herbicida simazina en el suelo .....	1
M.B. ALMENDRO-CANDEL, J. NAVARRO-PEDREÑO, M.M. JORDÁN-VIDAL, I. GÓMEZ-LUCAS. Movilidad y biodisponibilidad del fósforo en un antrosol del sureste español (Alicante) enmendado con lodo de depuradora. ....	7
B. LOZANO, L. PARRAS, J. GIL, L. E. CORRAL. Capacidad de uso del suelo del sector oriental del parque natural Sierras de Cardena y Montoro (Córdoba) .....	15
M. CASTILLO CARRIÓN, J.A. MARTÍN RUBÍ, R. JIMÉNEZ BALLESTA. Estándares de calidad de los suelos del Campo de Montiel (Ciudad Real) en función del contenido en metales pesados.....	23
P.S. KIDD, C. MONTERROSO. Biodisponibilidad de metales en suelos de mina: cambios inducidos por el crecimiento de <i>Alyssum serpyllifolium ssp. Lusitanicum</i> .....	33
E. ALVAREZ, M.L. FERNANDEZ MARCOS, M.J. FERNÁNDEZ SANJURJO, C. VAAMONDE. Limitantes químicos para la revegetación de una escombrera de mina abandonada en Galicia.....	53
J. AGUILAR, P. BOUZA, C. DORRONSORO, E. FERNÁNDEZ, J. FERNÁNDEZ, I. GARCÍA, F. MARTÍN, I. ORTÍZ, M. SIMÓN. Contaminación de los suelos afectados por el vertido de Aznalcóllar y su evolución en el tiempo (1998-2001).....	65
M.T. FELIPÓ ORIOL, J. BOIXADERA LLOBET. Normativa sobre uso, gestión y protección del suelo en Cataluña .....	75
<i>In Memoriam Miguel Delgado Rodríguez</i> .....	111
Instrucciones a los autores .....	113



## EFFECTO DE LA ADICIÓN DE ORUJO DE ACEITUNA EN LA ADSORCIÓN, LIXIVIACIÓN Y BIODEGRADACIÓN DEL HERBICIDA SIMAZINA EN EL SUELO

A. ALBARRÁN<sup>1</sup>, R. CELIS<sup>2</sup>, M.C. HERMOSÍN<sup>2</sup>, A. LÓPEZ-PIÑEIRO<sup>1</sup> y J. CORNEJO<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071 Badajoz, España. e-mail: [angliso@unex.es](mailto:angliso@unex.es)

<sup>2</sup>Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. CSIC. Avda. Reina Mercedes 10. 41012 Sevilla, España. e-mail: [rcelis@irnase.csic.es](mailto:rcelis@irnase.csic.es)

**Abstract.** Organic waste addition to agricultural soils, as a disposal strategy and to improve the structural characteristics and organic matter content of soils, can affect the behavior of other compounds that are also used in agriculture, such as pesticides. In this work, we have evaluated the effects of the addition of the final residue of the current technology for olive-oil extraction (*orujo*) on the sorption, leaching and biodegradation of the herbicide simazine in a low organic matter content soil. The addition of the waste increased the retention capacity of the soil and reduced simazine leaching and degradation. The results show the need of considering this kind of side-effects in order to optimize the combined use of organic amendments and agrochemicals as agricultural practices.

**Key words:** Simazine, orujo, adsorption, leaching, mineralization, organic wastes

**Resumen.** La adición de residuos orgánicos a los suelos agrícolas, como una alternativa para eliminar estos residuos y a la vez mejorar las propiedades estructurales y el contenido de materia orgánica de los suelos, puede afectar al comportamiento de otros compuestos que también se aplican en agricultura, tales como los plaguicidas. En este trabajo se han evaluado los efectos de la adición del residuo final del procesado de la aceituna para la obtención del aceite de oliva (*orujo*) en la adsorción, lixiviación y biodegradación del herbicida simazina en un suelo de bajo contenido en materia orgánica. La adición de orujo aumentó la capacidad de retención del suelo y disminuyó la lixiviación y biodegradación de simazina en el mismo, lo que pone de manifiesto la necesidad de tener en cuenta estos efectos a la hora de optimizar el uso combinado de enmiendas y fitosanitarios en agricultura.

**Palabras clave:** Simazina, orujo, adsorción, lixiviación, mineralización, residuos orgánicos

### INTRODUCCIÓN

En la actual tecnología de dos fases para el procesado de la aceituna (Vlyssides *et al.*, 1998), se genera un primer subproducto conocido como alperujo, del cual se extrae el aceite de orujo quedando un residuo final llamado orujo. Este residuo final posee, en la actualidad, pocos usos, llegando a suponer un

problema a la hora de eliminarlo sin dañar al medio ambiente. Uno de los posibles usos del orujo es su aplicación al suelo como enmienda orgánica, con el fin de mejorar la estructura del suelo e incrementar su contenido en materia orgánica (Cox *et al.*, 1997; Abu-Zreig y Al-Widyan, 2002). Este uso del orujo como enmienda orgánica puede ser de especial interés en muchos suelos de la Península Ibérica,

por sus bajos contenidos en materia orgánica. Por su bajo coste en el mercado e incorporándolo como enmienda orgánica, el orujo puede beneficiar las propiedades físico-químicas del suelo, si bien también resulta necesario considerar su posible efecto en la dinámica de otros compuestos que se utilizan en agricultura, tales como los plaguicidas (Cox *et al.*, 1997). En este trabajo, se presentan los cambios en la adsorción, degradación y movilidad del herbicida simazina en un suelo de Extremadura tras la adición de diferentes dosis de orujo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo utilizado pertenece al horizonte Ap de una parcela de olivar de secano del Término Municipal de Castuera (Badajoz). Se trata de un Luvisol crómico, de textura franca (54% arena, 35% limo, 11% arcilla) y con una antigüedad de aplicación de simazina de 10 años, a razón de 2.3 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de materia activa. Previo a su uso, el suelo se secó al aire y se tamizó usando un tamiz de 2 mm.

La enmienda orgánica (orujo) procedente de una industria del Alto Alentejo (Portugal) se molió y tamizó utilizando un tamiz de 1 mm y se añadió al suelo en el laboratorio a dos dosis diferentes: 5% y 10% en peso. El pH de los suelos osciló entre 5.30 para el suelo sin enmendar, 5.20 para el suelo con 5% orujo y 5.10 para el suelo con 10% orujo, mientras que el pH de la enmienda fue de 5.30. Los contenidos en carbono orgánico fueron del 0.56% (suelo sin enmendar), 2.20% (suelo con 5% orujo), 3.62 (suelo con 10% orujo) y 51.7% (orujo).

El herbicida simazina, no selectivo y preemergente, tiene una solubilidad en agua de 5 mg/l (20°C), y se utilizó con una pureza del 99%. La simazina marcada radiactivamente con C<sup>14</sup> tenía una actividad específica  $\geq 5\text{mCi/mmol}$  y pureza radiactiva  $\geq 95\%$ .

Las isotermas de adsorción-desorción de simazina de los suelos se obtuvieron por

duplicado haciendo interaccionar 10 g de suelo con 10 ml de disoluciones de simazina con concentraciones entre 1 y 20  $\mu\text{M}$ . Las suspensiones se agitaron durante 24 h, se centrifugaron y se analizó el sobrenadante por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). El estudio de la desorción se realizó a tres concentraciones diferentes, por diluciones sucesivas. Los resultados se adsorción-desorción se ajustaron a la ecuación linealizada de Freundlich:  $\text{Log } C_s = \text{Log } K_f + N_f \text{Log } C_e$ , donde  $C_s$  ( $\mu\text{mol/kg}$ ) es la cantidad de simazina adsorbida a la concentración de equilibrio  $C_e$  ( $\mu\text{mol/l}$ ) y  $K_f$  y  $N_f$  son las constantes empíricas de Freundlich.

La lixiviación de simazina en el suelo sin enmendar y enmendado se estudió utilizando columnas empaquetadas a mano (por triplicado) de un tamaño de 5 cm de diámetro y 20 cm de alto, a las que se añadió la simazina a una dosis de 2.3 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de materia activa. Diariamente se añadieron 50 ml de agua y se recogieron los lixiviados, los cuales se filtraron y analizaron por HPLC.

El estudio de mineralización de simazina se llevó a cabo tomando 25 g de suelo, a los cuales se le añadió la cantidad de simazina correspondiente a una dosis de 2.3 mg kg<sup>-1</sup> y la parte correspondiente de simazina marcada con C<sup>14</sup> para aportar  $\approx 80.000$  d.p.m. El suelo se incubó a 20°C en erlenmeyers de vidrio y el CO<sub>2</sub> desprendido por la mineralización del herbicida se recogió en una trampa de sosa 0.5 M, cuya radiactividad se midió periódicamente usando un equipo de contador de centelleo líquido modelo Beckman LD 5000 TD.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Adsorción-desorción

La adición de orujo al suelo provocó un aumento de la adsorción de simazina (Fig. 1). Este hecho se refleja en la Tabla 1 a través del aumento del valor de la constante de adsorción de Freundlich,  $K_f$ , con la cantidad de orujo añadido al suelo (Celis *et al.*, 1998). La

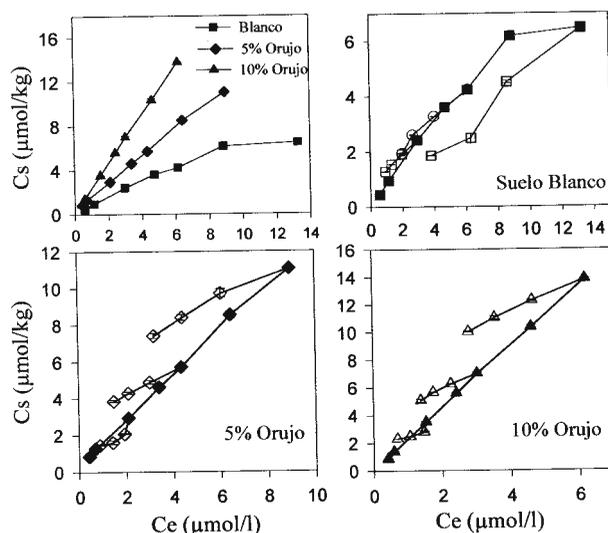


FIGURA 1. Isothermas de adsorción y desorción de simazina en el suelo sin enmendar y enmendado.

TABLA 1. Coeficientes de Freundlich en la adsorción de simazina en los suelos.

Suelo	$K_f$	$N_f$	$R^2$
Sin enmendar	$0.94 \pm 0.10^*$	$0.82 \pm 0.06^*$	0.975
5% Orujo	$1.69 \pm 0.07$	$0.85 \pm 0.03$	0.996
10% Orujo	$2.34 \pm 0.16$	$0.98 \pm 0.01$	0.999

materia orgánica es un componente principal en la retención de herbicidas por el suelo, y en particular para herbicidas poco solubles como la simazina (Celis *et al.*, 1997a). Parece, por tanto, que la materia orgánica del orujo aporta sitios de adsorción para la simazina y su adición contribuye a una mayor capacidad de retención por parte del suelo. Por otra parte, la histéresis existente entre las ramas de adsorción y de desorción de las isothermas (Fig. 1) parece aumentar considerablemente tras la adición del orujo, especialmente para las isothermas de desorción obtenidas a partir del punto de mayor concentración. Esto indica que la adición de orujo no sólo aumenta la capacidad de adsorción del suelo para el

herbicida simazina sino también la fuerza del enlace (Celis *et al.*, 1997b).

**Lixiviación**

Las curvas de lixiviación de simazina en columnas de suelo sin enmendar y enmendado (Fig. 2) muestran cómo la adición de orujo retarda hasta los 1500 ml (10% orujo), el pico de máxima concentración de simazina en los lixiviados, apareciendo a su vez en concentraciones más bajas que el suelo original. Se deduce así que, tal y como se ha observado con otras enmiendas orgánicas, la adición de orujo retrasa el movimiento vertical de la simazina en el suelo (Cox *et al.*, 2001). En la Tabla 2 puede observarse cómo la lixi-

viación acumulada en el suelo sin enmendar asciende al 87%, mientras que para el suelo tratado con orujo existe una gran cantidad de simazina que no lixivia, probablemente debido a procesos de adsorción irreversible y/o

degradación. Estas cantidades de simazina no lixiviada ascienden al 45% del total en el suelo con un 5% de orujo y al 70% en el suelo con un 10% de orujo.

TABLA 2. Porcentajes acumulados de simazina lixiviada durante el experimento de lixiviación.

Días	Blanco		5% Orujo		10% Orujo	
	%	Error estándar	%	Error estándar	%	Error estándar
15	16	± 5	1	± 0	0	± 0
25	75	± 5	33	± 2	1	± 1
40	83	± 4	51	± 1	21	± 2
66	87	± 4	55	± 1	30	± 1

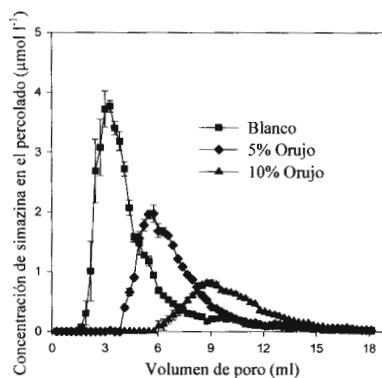


FIGURA 2. Curvas relativas de lixiviación de simazina.

### Mineralización

Los datos de la Tabla 3 reflejan que transcurridos los 51 días del experimento, se mineraliza un 30% de la simazina en el suelo sin enmendar, mientras que en el suelo enmendado con orujo la mineralización no llega al 5%. Esto indica que el orujo reduce la viabilidad de la simazina como fuente de carbono para los microorganismos del suelo o bien tiene un efecto tóxico sobre los mismos (Barriuso *et al.*, 1997; Albarrán *et al.*, 2003). En definitiva, el orujo produce un aumento de la persistencia de la simazina en los suelos aplicados reduciendo la mine-

ralización por parte de los microorganismos presente en el suelo.

### CONCLUSIONES

La adición de orujo puede tener una gran influencia en la adsorción, degradación y lixiviación de herbicidas en los suelos agrícolas. En concreto nuestros resultados muestran un aumento importante de la adsorción del herbicida simazina, una menor lixiviación y un aumento de la persistencia como consecuencia de una menor mineralización por los microorganismos del suelo. Parece impor-

TABLA 3. Porcentajes de simazina mineralizada durante su incubación en el suelo sin enmendar y enmendado con orujo.

	15 DÍAS		30 DÍAS		51 DÍAS	
	%	Error estándar	%	Error estándar	%	Error estándar
BLANCO	4.07	± 0.39	22.53	± 0.24	30.74	± 0.64
5% ORUJO	0.80	± 0.06	2.40	± 0.16	3.66	± 0.28
10% ORUJO	0.59	± 0.01	2.08	± 0.21	3.03	± 0.19

tante, por tanto, tener en cuenta estos efectos a la hora de fijar las dosis de este tipo de enmienda así como las de los plaguicidas que se coapliquen con ella en suelos agrícolas.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos 2PR02B030 y IPR00D002 de la Junta de Extremadura y parcialmente por el proyecto CAO-01-010 de la Junta de Andalucía. Los autores agradecen al Dr. J.J. Ortega-Calvo por su ayuda el diseño del experimento de mineralización. A. Albarrán también agradece a la Junta de Extremadura por su Beca de Formación de Personal Investigador.

#### REFERENCIAS

Abu-Zreig, M., Al-Widyan, M. (2002): Influence of olive mills solid waste on soil hydraulic properties. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 505-517.

Albarrán, A., Celis, R., Hermosín, M.C., López-Piñeiro, A., Ortega-Calvo, J.J., Cornejo, J. (2003): Effect of solid olive-mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. *Soil Use Manag.* 19, 150-156.

Barriuso, E., Houot, S., Serra-Wittling, C. (1997): Influence of compost addition to

soil on the behaviour of pesticides. *Pest. Sci.* 49, 65-75.

Celis, R., Barriuso, E., Houot, S. (1998): Sorption and desorption of atrazine by sludge-amended soil: dissolved organic matter effects. *J. Environ. Qual.* 27, 1348-1356.

Celis, R., Cornejo, J., Hermosín, M.C., Koskinen, W.C. (1997a): Sorption-desorption of atrazine and simazine by model soil colloidal components. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 436-443.

Celis, R., Cox, L., Hermosín, M.C., Cornejo, J. (1997b): Sorption of thiazafurion by iron- and humic acid-coated montmorillonite. *J. Environ. Qual.* 26, 472-479.

Cox, L., Celis, R., Hermosín, M.C., Becker, A., Cornejo, J., (1997): Porosity and herbicide leaching in soils amended with olive-mill wastewater. *Agric. Ecosyst. Environ.* 65, 151-161.

Cox, L., Cecchi, A., Celis, R., Hermosín, M.C., Koskinen, W.C., Cornejo, J. (2001): Effect of exogenous carbon on movement of simazine and 2,4-D in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1688-1695.

Vlyssides, A.G., Loizidou, M., Gimouhopoulos, K., Zorpas, A. (1998): Olive oil processing wastes production and their characteristics in relation to olive oil extraction methods. *Fresen. Environ. Bull.* 7, 308-313.



## MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DEL FÓSFORO EN UN ANTROSOL DEL SURESTE ESPAÑOL (ALICANTE) ENMENDADO CON LODO DE DEPURADORA

M.B. ALMENDRO-CANDEL, J. NAVARRO-PEDREÑO, M.M. JORDÁN-VIDAL, I. GÓMEZ-LUCAS

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Edificio Torreblanca. Avda. de la Universidad s/n. 03202 Elche (Alicante). e-mail: mb.almendro@umh.es

**Abstract.** The precipitation of calcium phosphates slightly soluble in calcareous soils makes diminish the bioavailability of this macronutrient, that is why it is necessary the use of fertilizers. The sludge from the waste water treatment not only contributes with important quantities of phosphorus, but also reduce the pH, increasing the availability. The loss of these nutrients can contaminate underground waters. In order to evaluate the mobility of the phosphorus a study was realized in columns of soil in those who different doses of residue were applied. The pH was analyzed, which diminishes even in 0,76 units, assimilable and soluble phosphorus in intervals of 15 cm of depth, obtaining, respectively, maximum values of 251 mg P·kg<sup>-1</sup> d.m. and 1355 µg P·kg<sup>-1</sup> d.m., as well as the phosphorus in the leachates at the end of the columns, that the value of 98 µg P·L<sup>-1</sup> was not overcome.

**Key Words:** assimilable phosphorus, soluble phosphorus, pH, sewage sludge, calcareous soil

**Resumen.** La precipitación de fosfatos de calcio poco solubles en suelos calizos hace disminuir la biodisponibilidad de este macronutriente, por lo que se hace necesaria su incorporación a través de fertilizantes. Los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales urbanas no sólo aportan cantidades importantes de fósforo, sino que también contribuyen a reducir el pH, aumentando su biodisponibilidad. La pérdida de parte de estos nutrientes por lavado puede llegar a contaminar aguas subterráneas. A fin de evaluar la movilidad del fósforo se realizó un estudio en columnas con suelo en las que se aplicaron diferentes dosis de residuo. Se analizó el pH, que llegó a disminuir hasta en 0,76 unidades, fósforo asimilable y soluble en intervalos de 15 cm de profundidad, obteniendo, respectivamente, valores máximos de 251 mg P·kg<sup>-1</sup> m.s. y 1355 µg P·kg<sup>-1</sup> m.s., así como el fósforo en las aguas lixiviadas recogidas al final de las columnas que no superó el valor de 98 µg P·L<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** Fósforo asimilable, fósforo soluble, pH, lodo de depuradora, suelo calizo.

### INTRODUCCIÓN

En los últimos años la necesidad de depurar las aguas residuales ha llevado a la puesta en marcha de un gran número de estaciones de depuración. Esto ha conducido

a un aumento en la producción de lodos de depuradora y a la búsqueda de usos para este residuo.

Uno de los destinos más habituales de estos subproductos es su aplicación como enmienda a suelos agrícolas, en la medida

en que su incorporación posibilita la mejora de sus propiedades físicas, químicas y microbiológicas (Melo *et al.*, 2002). Sin embargo, su incorporación al suelo no está exenta de riesgos o inconvenientes medioambientales, como consecuencia de la posible presencia de compuestos orgánicos difícilmente degradables, metales pesados (Veeresh *et al.*, 2003), microorganismos, exceso de nutrientes y movilidad de iones o sustancias potencialmente contaminantes (Almendro *et al.*, 2002). En este sentido, el uso de lodos de depuradora como fertilizantes podría inducir problemas de contaminación de aguas por nitratos y fosfatos, ya que la escorrentía del suelo puede contaminar aguas superficiales o incluso transportar dichos iones atravesando estratos geológicos profundos hasta alcanzar los acuíferos (Sauerbeck, 1986).

El fosfato puede ser retenido en el suelo a través de adsorción y precipitación, dependiendo la magnitud de este proceso de varios factores, entre los que se incluyen el pH de la disolución en equilibrio, la competitividad aniónica y la presencia de óxidos hidratados e hidróxidos de hierro y aluminio, como la goethita ( $\alpha\text{-FeO}\cdot\text{OH}$ ) y la gibsita ( $\gamma\text{-Al(OH)}_3$ ), respectivamente (Goldberg y Glaubig, 1988; Jacobs *et al.*, 1970). Existe en la bibliografía consultada poca información relativa a la movilidad de este elemento en suelos con elevados contenidos en carbonato cálcico. No obstante, se han hallado trabajos relevantes relativos a cinéticas de adsorción-desorción de fósforo en suelos calcáreos (Shaviv y Shachar, 1989; Brar y Cox, 1991; James *et al.*, 1996; Zhou y Li, 2001; Akhtar *et al.*, 2002).

El presente trabajo tiene como principal objetivo comprobar, mediante un estudio en laboratorio, la posibilidad de desplazamiento del P a través de la zona no saturada, por el riesgo consecuente de contaminación de los acuíferos. Experimentos similares se han desarrollado para evaluar el movimiento potencial de metales pesados en suelos en que se aplicó lodo en superficie (Emmerich

*et al.*, 1982; Navarro-Pedreño *et al.*, 2003), para estudiar la capacidad de retención de nutrientes procedentes de aguas residuales (Tam y Wong, 1994; Almendro *et al.*, 2002), entre otros.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó bajo condiciones ambientales controladas en el interior de un invernadero (temperatura de 20°C y 50% de humedad relativa). La experimentación se basó en un estudio usando columnas. Para ello, a partir de tubería de PVC de 10,5 cm de diámetro interno cortada en trozos de 15 cm de longitud, se construyeron 48 columnas de 60 cm de altura (profundidad que delimita la acción radicular para la mayoría de las plantas de interés agronómico).

Cada columna está constituida por cuatro secciones diferenciadas de 15 cm: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm y 45-60 cm, similares a las empleadas por Palazzo y Reynolds (1991), Trudgill *et al.* (1991) y Almendro *et al.* (2001), que las utilizaron para estudiar el movimiento de formas nitrogenadas en el perfil del suelo. Estas secciones nos permitieron el estudio diferenciado de la movilidad del P a través del suelo.

Al final de las columnas se situó un recipiente con tapa convenientemente adaptada para recoger el agua infiltrada a través del suelo (lixiviados).

Se realizaron tres tratamientos según la cantidad de lodo aplicada (LB: 30.000 kg·ha<sup>-1</sup>, LM: 90.000 kg·ha<sup>-1</sup> y LA: 180.000 kg·ha<sup>-1</sup>) y un ensayo en blanco o tratamiento testigo (L0).

El lodo utilizado en este experimento, cuyas características aparecen en la tabla 1, procede de la planta de tratamiento de aguas residuales situada en las proximidades de Cocentaina (Alicante). Fue aplicado superficialmente y mezclado con el suelo simulando la acción de arado, realizando una mezcla homogénea del mismo con los primeros 15

cm de suelo. Esta mezcla se colocó en la parte superior de la columna, sobre los 45 cm inferiores de suelo sin tratar, preparándose 12 columnas por cada tratamiento.

El suelo empleado para la realización de este experimento, cuyas características aparecen en las tablas 2 y 3, corresponde a un suelo agrícola no cultivado en la actualidad, procedente de un abancalamiento realizado

en una ladera de poca pendiente. Este suelo está alterado estructuralmente por la acción de la maquinaria encargada de la adecuación del terreno, por tanto, no hay una distinción clara de horizontes y posee características físico-químicas similares a lo largo del perfil, pudiendo corresponder a un Antrosol al ser un suelo bruto xérico no organizado, joven y fuertemente modificado por la acción antrópica.

TABLA 1. Composición del lodo (materia seca) de depuradora de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cocentaina-Alcoy.

Propiedad	Valor	IC*	Propiedad	Valor	IC	
Humed. grav.	82	%	3	K	1,37 g/kg	0,14
M. org 500°C	59,8	%	3,9	Li	2,7 mg/kg	0,4
M. org oxid.	33,9	%	4,8	Mg	4,79 g/kg	0,30
C. oxid.	19,7	%	2,8	Mn	163 mg/kg	10
Al	11,33	g/kg	1,18	Mo	7 mg/kg	1
As	1,0	mg/kg	0,4	N	41,17 g/kg	1,07
B	83	mg/kg	12	Na	9,55 g/kg	1,30
Ba	529	mg/kg	28	Ni	290 mg/kg	55
Ca	55,72	g/kg	2,89	P	2375 mg/kg	256
Cd	41,1	mg/kg	0,6	Pb	101 mg/kg	6
Cr	49	mg/kg	7	Sr	463 mg/kg	36
Cu	411	mg/kg	48	Ti	23 mg/kg	7
Fe	34,35	g/kg	1,45	V	96 mg/kg	12
Hg	14	µg/kg	2	Zn	2261 mg/kg	126

\*IC: Intervalo de Confianza

TABLA 2. Características físico-químicas del suelo utilizado en la experiencia.

Textura: franco-arcillosa		
Arena $20 < \varnothing < 2000 \mu\text{m}$	26	%
Limo $2 < \varnothing < 20 \mu\text{m}$	34	%
Arcilla $\varnothing < 2 \mu\text{m}$	40	%
Color Munsell		
Muestra seca	blanco	10YR 8/1
Muestra húmeda	ligeramente gris	10YR 7/2
Propiedad	Valor	Unidades
pH	8,66	
C. E.	79,7	µS/cm
Caliza activa	19,8	%
CaCO <sub>3</sub> equival.	68	%
C. oxid.	2,0	g/kg
M. org oxid.	3,5	g/kg
N Kjeldhal	0,4	g/kg
P asimilable	15,67	mg/kg

TABLA 3. Elementos asimilables y análisis químico elemental del suelo utilizado en la experiencia.

Elemento	Valor	Unidades	Elemento	Valor	Unidades
Extraídos con acetato amónico			Extraídos con DTPA		
Ca	5,340	g/kg	Cu	0,40	mg/kg
K	0,155	g/kg	Fe	0,50	mg/kg
Mg	0,258	g/kg	Mn	1,00	mg/kg
Na	0,070	g/kg	Zn	0,18	mg/kg
<b>Elementos totales</b>					
Al	18,556	g/kg	Li	9,7	mg/kg
B	49,1	mg/kg	Mg	4,552	g/kg
Ba	59,6	mg/kg	Mn	137,2	mg/kg
Be	500	$\mu$ g/kg	Mo	2,0	mg/kg
Ca	236,3	g/kg	Na	0,395	g/kg
Cd	385	$\mu$ g/kg	Ni	18,2	mg/kg
Cr	21,2	mg/kg	P	96,5	mg/kg
Cu	9,7	mg/kg	Pb	11,0	mg/kg
Fe	9,997	g/kg	Sr	404,4	mg/kg
K	3,188	g/kg	Zn	36,2	mg/kg
Hg	<0,001	mg/kg			

Con el fin de establecer el mayor paralelismo entre condiciones reales y el experimento, se sometió a los suelos contenidos en las columnas a un aporte de agua cada siete días, equivalente a 100 mm semanales (condiciones de pluviosidad en época de máxima abundancia de lluvias en la zona de origen del suelo).

El aporte de agua se llevó a cabo mediante un dispositivo que simulaba una lluvia de corta duración o un sistema de riego por inundación que cubre la superficie y después percola en el suelo. Durante la experiencia se realizaron 17 riegos, correspondientes a un total de 1700 mm, lo que puede asociarse a la entrada total de agua de riego en período de cultivo de hortalizas.

Se realizaron cuatro tomas de muestra de suelo y aguas lixiviadas durante la experimentación con un intervalo de tiempo de un mes entre cada una de ellas. En cada uno de los muestreos se escogieron al azar tres columnas por cada tratamiento y por el ensayo en blanco, es decir, un total de 12 columnas que fueron separadas por horizontes objeto de estudio. En cada uno de ellos se analizó pH, P asimilable y soluble.

El pH se mide en suspensión de suelo en agua desionizada, en una relación 1:2,5 (p/V).

Se emplea el método de Burriel-Hernando (1974) para el análisis de fósforo asimilable en el suelo, por su gran sensibilidad para suelos calizos de pH alcalino (disolución extractora a partir de  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{MgCO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y ácido acético, pH entre 3,2 y 3,3). El fósforo soluble se determinó con una extracción con agua desionizada (1:5, p/V). Una vez realizada la extracción, se determina el fósforo mediante la formación de un compuesto fosfomolibdico que es reducido en presencia de ácido ascórbico, en medio ácido, con medición por colorimetría a 825 nm (Díez, 1982). Las aguas lixiviadas se analizaron con el mismo método.

Se utilizó el test ANOVA para evaluar la significación estadística de los resultados, analizando tanto el efecto de los tratamientos como el de la profundidad sobre los parámetros analizados (\*, \*\*, \*\*\* indican significación a nivel de  $p=0,05$ ,  $0,01$  y  $0,001$  respectivamente; ns: no significativo). También se indica el intervalo de confianza a  $p=0,05$  para justificar la diferencia entre tratamientos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se aprecia una disminución del pH con el aumento de la aplicación de lodo (Tabla 4). Esta disminución es más apreciable donde se aplicó el lodo, en los primeros quince centímetros de suelo, donde el pH del tratamiento control (8,67) llega a disminuir hasta 0,76 unidades en el tratamiento con mayor dosis de lodo (7,91). Con el paso del tiempo se observa una tendencia en los suelos tratados a aumentar su pH, debido a que el efecto del lodo va disminuyendo.

Con la presencia de lodo se observa un aumento significativo del fósforo asimilable en el horizonte superficial (Tabla 5), aumentando desde 17,05 mg·kg<sup>-1</sup> m.s. en el control hasta 163,82 mg·kg<sup>-1</sup> m.s. en el tratamiento con mayor aplicación de lodo. En el control no se aprecia variación con la profundidad, mientras que en los tratamientos fertilizados con el residuo aparece disminución del contenido de fósforo asimilable. En el nivel superficial de las columnas tratadas parece haber un aumento con el tiempo hasta el tercer muestreo, disminuyendo en el cuarto.

En relación con la disponibilidad de P motivada por la adición de lodo al suelo, los valores obtenidos son relevantes ya que en suelos calizos se puede producir la precipitación de P como fosfato cálcico (fosfatos monocálcicos hasta hidroxapatito) disminuyendo su posible absorción por las plantas. La biodisponibilidad de P en suelos calizos está, a menudo, limitada por la formación de fosfatos de calcio secundarios de baja solubilidad (O'Connor *et al.*, 1986).

No hay tendencia clara de variación del P soluble con la profundidad y con el tiempo, quizás se puede indicar una cierta disminución de su extractabilidad en los horizontes 15-30 cm y 45-60 cm con el tratamiento (Tabla 6). En el horizonte superficial del tratamiento de mayor dosis (LA) se aprecia un aumento considerable en los tres últimos muestreos con respecto a los otros tratamientos. Este hecho indica la presencia de compuestos solubles de P, bien por la presencia de algún fosfato de Fe o de Al lábiles, o compuestos de calcio más solubles como el fosfato monocálcico. En ningún caso los valores obtenidos son muy elevados.

TABLA 4. pH en cada horizonte y tratamiento.

Muestreo	Prof.	Tratamiento								F-ANOVA
		LO		LB		LM		LA		
		Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	
1	15	8,67	0,15	8,29	0,17	8,01	0,07	7,91	0,11	121,85 ***
	30	8,67	0,20	8,50	0,05	8,28	0,08	8,29	0,17	33,35 ***
	45	8,63	0,10	8,48	0,12	8,38	0,05	8,44	0,06	27,20 ***
	60	8,55	0,15	8,47	0,06	8,37	0,04	8,44	0,15	8,30 **
F-ANOVA		2,36 ns		14,45 **		143,96 ***		66,69 ***		
2	15	8,80	0,07	8,46	0,06	8,22	0,13	8,15	0,15	133,78 ***
	30	8,78	0,17	8,59	0,01	8,49	0,12	8,44	0,07	36,11 ***
	45	8,70	0,21	8,61	0,10	8,52	0,06	8,47	0,07	12,04 **
	60	8,58	0,09	8,59	0,05	8,50	0,11	8,46	0,10	7,94 **
F-ANOVA		9,03 **		19,49 ***		30,76 ***		41,27 ***		
3	15	8,78	0,12	8,54	0,21	8,40	0,10	8,19	0,15	50,62 ***
	30	8,75	0,07	8,69	0,05	8,68	0,10	8,34	0,10	94,92 ***
	45	8,78	0,05	8,74	0,03	8,77	0,10	8,60	0,08	27,89 ***
	60	8,82	0,09	8,77	0,25	8,76	0,13	8,60	0,10	6,16 *
F-ANOVA		1,96 ns		7,15 *		38,46 ***		62,61 ***		
4	15	8,86	0,02	8,57	0,06	8,45	0,14	8,21	0,08	187,57 ***
	30	8,92	0,08	8,67	0,09	8,54	0,05	8,43	0,12	105,82 ***
	45	8,87	0,26	8,62	0,12	8,57	0,06	8,53	0,05	19,76 ***
	60	8,86	0,17	8,63	0,00	8,50	0,05	8,50	0,02	63,84 ***
F-ANOVA		0,63 ns		5,21 *		6,43 *		66,42 ***		

TABLA 5. Contenido de P asimilable (método Burriel-Hernando) (mg/kg m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

Muestreo		Tratamiento								F-ANOVA	
		LO		LB		LM		LA			
Prof.		Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.		
1	15	17,05	5,23	55,61	13,27	92,00	50,08	163,82	48,09	57,29	***
	30	20,97	5,91	23,73	5,93	25,71	10,99	24,72	10,15	1,04	ns
	45	15,47	3,38	15,47	3,68	14,29	9,74	15,47	0,84	0,21	ns
	60	15,47	1,69	18,02	8,06	13,11	0,84	12,91	3,87	5,08	*
	F-ANOVA		6,50 *		87,98 ***		38,24 ***		162,70 ***		
2	15	14,29	7,36	76,46	5,14	127,62	15,76	208,48	26,35	486,14	***
	30	16,54	2,16	19,41	12,54	24,31	6,89	22,51	15,28	1,96	ns
	45	17,83	4,47	15,66	4,22	15,47	7,36	13,92	7,28	1,32	ns
	60	14,29	8,57	15,27	1,46	13,70	5,54	14,68	3,87	0,27	ns
	F-ANOVA		1,49 ns		323,67 ***		583,23 ***		679,47 ***		
3	15	9,78	0,77	59,15	19,86	138,64	38,46	250,98	7,21	424,17	***
	30	9,57	3,04	23,34	6,93	37,31	11,82	58,19	32,20	25,75	***
	45	9,57	4,22	10,55	1,46	7,40	6,09	10,94	8,57	1,42	ns
	60	11,53	3,68	10,55	3,87	8,78	4,39	8,39	4,70	2,32	ns
	F-ANOVA		1,62 ns		84,71 ***		168,96 ***		821,72 ***		
4	15	4,65	1,46	50,88	14,37	76,49	27,54	161,65	46,94	101,04	***
	30	4,26	3,04	14,88	6,09	32,00	22,39	37,70	25,40	14,67	**
	45	5,63	2,23	4,06	2,93	4,45	0,84	4,85	2,23	1,73	ns
	60	4,85	5,54	3,47	2,93	6,03	2,23	4,26	2,23	1,74	ns
	F-ANOVA		0,53 ns		141,08 ***		65,91 ***		143,87 ***		

TABLA 6. Contenido de P soluble ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

Muestreo		Tratamiento								F-ANOVA	
		LO		LB		LM		LA			
Prof.		Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.		
1	15	286	96	476	925	145	80	269	375	1,36	ns
	30	406	358	308	315	104	187	64	96	7,29	*
	45	425	536	176	63	224	241	195	205	2,49	ns
	60	428	249	165	42	147	164	147	67	13,95	**
	F-ANOVA		0,69 ns		1,62 ns		1,46 ns		2,72 ns		
2	15	632	203	567	317	432	142	1355	217	60,41	***
	30	698	381	675	586	636	708	366	498	1,41	ns
	45	375	508	704	448	501	539	581	397	1,56	ns
	60	655	438	757	529	523	792	290	150	2,67	ns
	F-ANOVA		2,47 ns		0,51 ns		0,37 ns		36,84 ***		
3	15	239	164	97	83	331	167	1264	735	34,32	***
	30	297	207	363	618	202	136	471	180	1,98	ns
	45	429	277	359	543	235	212	322	286	0,96	ns
	60	468	277	274	381	432	684	385	512	0,55	ns
	F-ANOVA		3,87 ns		1,38 ns		1,42 ns		15,55 **		
4	15	720	519	202	286	359	689	1298	543	15,30	**
	30	560	355	705	330	330	589	235	498	4,08	*
	45	370	221	425	758	432	516	465	1068	0,06	ns
	60	560	421	757	298	440	548	425	387	2,43	ns
	F-ANOVA		2,44 ns		5,76 *		0,16 ns		8,80 **		

En los lixiviados se observa una cierta tendencia del fósforo a aumentar con la dosis de lodo aplicada, aunque las diferencias entre tratamientos son sólo significativas en los

muestreos 1 y 3. La concentración de fósforo en los lixiviados tiende a disminuir con el paso del tiempo en los suelos enmendados con lodos (Tabla 7).

TABLA 7. Contenido de P ( $\mu\text{g/L}$ ) en los lixiviados.

Tratamiento	Muestreo							
	1		2		3		4	
	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.
LO	70	14	76	34	63	15	75	52
LB	82	22	92	24	84	18	78	32
LM	64	34	95	48	78	16	76	15
LA	98	42	83	25	85	22	85	17
F-ANOVA	4,53 *		1,20 ns		6,06 *		0,38 ns	

## CONCLUSIONES

La adición de lodo de depuradora a este suelo calizo ha modificado el pH de todos los horizontes, muy significativamente en el horizonte superficial donde se realizó la aplicación del residuo.

Desde un punto de vista agroquímico la aplicación de lodo de depuradora ha favorecido la biodisponibilidad de fósforo.

Desde un punto de vista medioambiental la aplicación de lodo en las cantidades ensayadas no implica riesgo de contaminación por fósforo de aguas subterráneas, ya que la movilidad de fósforo en este suelo es muy limitada. Sin lugar a dudas, la naturaleza carbonatada de este suelo ha impedido en buena medida el desplazamiento y pérdida de fósforo del suelo (precipitación de fosfatos cálcicos).

## AGRADECIMIENTOS

M<sup>a</sup> Belén Almendro Candel agradece a la Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM) la financiación de una beca de investigación.

## REFERENCIAS

Akhtar, M., McCallister, D.L., Eskridge, K.M. (2002). Availability and fractionation of phosphorus in sewage-amended soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 2057-2068.

Almendro Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Jordán Vidal, M.M., García Sánchez,

E., Mataix Solera, J. (2001). Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. En *Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados*, A. Ballester Rodríguez, J. Grima Olmedo, J.A. López Geta y L. Rodríguez Hernández ed. Instituto Geológico y Minero de España, 23-34. ISBN 84-607-3216-9, Alicante.

Almendro Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Gómez Lucas, I., Jordán Vidal, M.M., García Sánchez, E., Mataix Solera, J. (2002). Movement of Fe, Mn, Cu and Zn in a sewage sludge-treated soil. En *Waste Management and the Environment*, D. Almorza, C.A. Brebbia, D. Sales y V. Popov ed. WIT Press, 311-320. ISBN 1-85312-919-4, Southampton, Boston (UK).

Brar, S.P.S. y Cox, F.R. (1991). Phosphorus sorption and availability indices as affected by properties of calcareous soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 1225-1241.

Burriel, F. y Hernando, V. (1974). Nuevo método para determinar el fósforo asimilable en los suelos. *Anal. Edaf. Fisiol. Veg.* 9, 611-622.

Díez, J.A. (1982). Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel y Hernando para la evaluación del fósforo asimilable en suelos. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 41, 1345-1353.

Emmerich, W.E., Lund, L.J., Page, A.L., Chang, A.C. (1982). Movement of heavy

- metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.* 11, 174-178.
- Goldberg, S., Glaubig, R.A. (1988). Anion sorption on a calcareous, montmorillonitic soil-arsenic. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1297-1300.
- Jacobs, L.W., Syers, J.K., Kenney, D.R. (1970). Arsenic sorption by soils. *Soil Sci. Am. Proc.* 34, 750-754.
- James, D.W., Kotuby-Amacher, J., Anderson, G.L., Huber, D.A. (1996). Phosphorus mobility in calcareous soils under heavy manuring. *J. Environ. Qual.* 25, 770-775.
- Melo, W.J. de, Marques, M.O., Ferreira, M.E., Melo, G.M.O. de, Melo, V.P. de (2002). Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge-treated soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 1643-1659.
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Jordán-Vidal, M.M., Mataix-Solera, J., García-Sánchez, E. (2003). Mobility of cadmium, chromium and nickel through the profile of a calcisol treated with sewage-sludge in the southeast of Spain. *Env. Geology* 44, 545-553.
- O'Connor, G.A., Knudtsen, K.L., Connell, G.A. (1986): Phosphorus solubility in sludge-amended calcareous soils. *J. Environ. Qual.* 15, 308-312.
- Palazzo, A.J. y Reynolds, S.M. (1991). Long-term changes in soil and plant metal concentrations in an acidic dredge disposal site receiving sewage sludge. *Water Air Soil Pollut.* 57-58, 839-848.
- Sauerbeck, D. (1986). Effects of agricultural practices on the physical, chemical and biological properties of soils: Part II - Use of sewage sludge and agricultural wastes. En *Scientific basis for soil protection in the European Community*, H. Barth y P. L'Hermite, ed. Kluwer Academic Publishers, 181-210. ISBN 1-85166-109-3, Dordrecht, The Netherlands.
- Shaviv, A. y Shachar, N. (1989). A kinetic-mechanistic model of phosphorus sorption in calcareous soils. *Soil Sci.* 148, 172-178.
- Tam, N.F.Y. y Wong, Y.S. (1994). Nutrient and heavy metal retention in mangrove sediment receiving wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 29, 193-200.
- Trudgill, S.T., Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Arkell, B.P. (1991). Soil nitrate sources and nitrate leaching losses, Slapton, South Devon. *Soil Use Manag.* 7, 200-206.
- Veeresh, H., Tripathy, S., Chaudhuri, D., Ghosh, B.C., Hart, B.R., Powell, M.A. (2003). Changes in physical and chemical properties of types in India as result of amendment with fly sewage sludge. *Env. Geology* 43, 513-520.
- Zhou, M. y Li, Y. (2001). Phosphorus-sorption characteristics of calcareous soils and limestone from the southern Everglades and adjacent farlands. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 65, 1404-1412.

## CAPACIDAD DE USO DEL SUELO DEL SECTOR ORIENTAL DEL PARQUE NATURAL SIERRAS DE CARDEÑA Y MONTORO (CÓRDOBA)

B. LOZANO, L. PARRAS, J. GIL, L. E. CORRAL

Dpto. Química Agrícola y Edafología. Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales edificio "Marie Curie", 3º planta. 14014 Córdoba. España. Tel.: +34957211092. E-mail: qe1paall@uco.es

**Abstract.** The capacity of use of soils of the Eastern sector of the Natural Park Mountain ranges of Cardeña and Montoro has been determined, considering necessary the study of the same one for the territorial arrangement. For it they have studied characteristic intrinsic to the ground, to means and the climate of the zone. The results have been treated with a Geographic Information System (GIS) to make cartography documents. The distribution of the different uses that can have the Environmental Units (Parras, 2.001) in this area indicates that no with capacity of use exists very elevated (Class A), only the 1.7% has capacity of high use and 9.9% have moderate capacity of use; whereas 84.3% have low or very low capacity (Classes D and E), being the factors that limit the use the thickness and in smaller degree the slope.

**Key words.** Environmental Mountain ranges of Cardeña and Montoro, Environmental Units, Capacity of Use, Environmental Microplanning.

**Resumen.** Se ha determinado la capacidad de uso de los suelos del sector Oriental del Parque Natural Sierras de Cardeña y Montoro, considerando necesaria la evaluación de la misma para la ordenación territorial. Para ello se han estudiado características intrínsecas al suelo, al medio y al clima de la zona. Los resultados han sido tratados con un Sistema de Información Geográfica (SIG) para la elaboración de los documentos cartográficos. La distribución de los distintos usos que pueden tener las Unidades Ambientales (Parras, 2.001) descritas en el área de estudio indican que no existe ninguna con capacidad de uso muy elevada (Clase A), sólo el 1,7% posee capacidad de uso alta y el 9,9% tiene capacidad de uso moderada; mientras que el 84,3% tiene capacidad baja o muy baja (Clases D y E), siendo los factores que limitan el uso el espesor (81,4%) y en menor grado la pendiente (7,2%).

**Palabras clave.** Sierras de Cardeña y Montoro, Unidades Ambientales, Capacidad de Uso, Microplanificación Ambiental.

### INTRODUCCIÓN

Tanto en áreas naturales como en zonas antropizadas se hace cada vez más necesaria una Planificación Territorial de forma que, según las características que presente el suelo y el medio, se establecen, por un lado, las

limitaciones y por otro las cualidades favorables que presenta el territorio y queden así definidos los usos más adecuados. Uno de los parámetros que sirve para esta Ordenación del Territorio es el estudio de la capacidad de uso basada principalmente en propieda-

des del suelo, procesos morfogenéticos y en características climáticas.

El Parque Natural Sierras de Cardena y Montoro se encuentra situado en la parte Nororiental de la provincia de Córdoba, en el seno de la Sierra Morena cordobesa. Fue incluido como Paraje Natural de Excepcional Interés y Complejo Serrano de Interés Ambiental en el Catálogo de Espacios y Bienes Protegidos de la Provincia de Córdoba en julio de 1987 y declarado Parque Natural en virtud de la Ley 2/1989 de 18 de Julio de la Comunidad Autónoma Andaluza, por la que se aprueba el inventario de Espacios

Naturales Protegidos de Andalucía. El Parque Natural tiene una extensión de 41.212 Ha que se reparten entre los municipios de Cardena y Montoro, delimitado por las coordenadas geográficas 38°04'06"-21'57" de latitud Norte y 4°09'39"-24'50" de longitud Oeste.

La zona de estudio se sitúa en el sector Oriental del Parque Natural. De forma que queda delimitada en el margen superior y derecho por el río Yeguas, al Sur por éste y por la carretera N420 y por la parte izquierda por una línea recta trazada en los 4° 16' 10" de longitud Oeste. (Fig. 1)

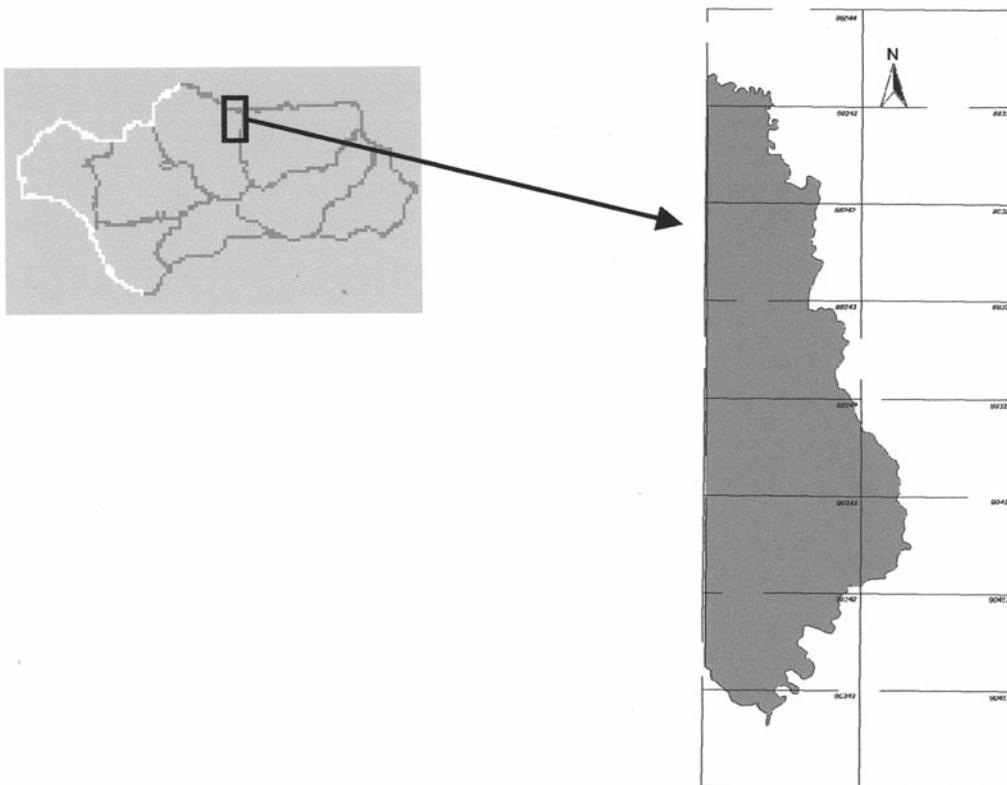


FIGURA 1: Localización geográfica del sector Oriental del Parque Natural Sierras de Cardena y Montoro.

Los suelos del Parque Natural Sierras de Cardena y Montoro se desarrollan sobre litologías de naturaleza ácida (pizarras, cuarcitas, granitos). El relieve sobre el que se encuentran es abrupto (con pendientes que varían entre 8% y 31%) cuando el material original es de pizarras mientras que cuando hay granitos el relieve es alomado (con pendientes entre 3% y 16%). Los suelos se caracterizan por tener un pH ácido -con valores que oscilan entre 5 y 5.5- y una saturación en bases alta o muy alta (60 – 80%) (Gil *et al.* 2002).

Las distintas condiciones ambientales favorecen la diversidad de suelos, los más abundantes son Leptosoles y Cambisoles, identificándose en menor proporción Regosoles, Fluvisoles, Luvisoles y Phaeozems.

## METODOLOGÍA

La metodología seguida en la elaboración de la cartografía del potencial del medio natural o cartografía geocientífica en función del grado de detalle y de la escala de trabajo, 1:10.000, corresponde a un nivel de Microplanificación (FAO 1976; Cendrero, 1982), siendo el método aplicado de tipo sintético (Cendrero, 1982), en el que mediante un proceso secuencial y de manera escalonada, se subdivide el área objeto de estudio en unidades progresivamente más pequeñas, hasta alcanzar el grado de detalle perseguido, y partiendo de la consideración inicial de Unidades homogéneas.

Para la consecución de las Unidades Ambientales hay que partir de la delimitación de **Ambientes**, caracterizados por los contrastes topográficos que determinan variaciones climáticas, influyendo éstas en la distribución de pisos bioclimáticos y de los procesos de edafogénesis, la división de los Ambientes está constituida por los **Sistemas**, caracterizados por los contrastes litogeomorfológicos, a su vez los Sistemas se dividen en **Subsistemas Fisiográficos**, defi-

nidos por las diferencias edáficas y a partir de estos se delimitan las **Unidades Ambientales** (UUA), que se definen por todas las características anteriores además de por el valor de la pendiente real (Parras *et al.*, 2000). Los elementos que se han tenido en cuenta para su elaboración son: clima, morfología, historia geológica, litología, geomorfología, procesos activos, suelos y vegetación. Esta fase del Inventario Ambiental se desarrolla de forma simultánea, obteniéndose un único documento cartográfico con la información global (Land System Approach, Dent y Young, 1981).

La capacidad de uso de cada Unidad Ambiental se ha determinado a partir del método propuesto por Sánchez (1994) y modificado para la zona de estudio en algunos aspectos por Lozano (2003). Se contemplan cinco clases de capacidad de uso en orden decreciente (desde la Clase A hasta la Clase E), Subclases y Unidades producto de la valoración de los factores limitantes: erosión (e), pendiente (p), espesor efectivo del suelo (x), afloramientos rocosos (r), pedregosidad (g), salinidad (s), alcalinidad (n), propiedades físicas (f), propiedades químicas (q), exceso de agua (h), falta de agua (a) y limitaciones térmicas (c).

En orden jerárquico decreciente se establecen las clases, las subclases y las unidades de capacidad de uso.

En la zona de estudio, debido a las características de la litología, no se han estudiado la salinidad y la alcalinidad.

Las características que definen a todas las subclases son las que recoge la tabla 1.

En relación con la erosión, los valores que marcan los límites entre las diferentes clases han sido modificados, de forma que se han adaptado a los límites que establece ICONA (1987) para los distintos niveles erosivos en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir los cuales oscilan desde Inapreciable hasta Irreversible, en función del resultado de la USLE. (Tabla 2). De forma que en el grado de erosión Muy

TABLA 1: Características que definen las diferentes subclases de capacidad de uso.

	CLASE A	CLASE B	CLASE C	CLASE D	CLASE E
e (t/ha*año)	<12	12-25	25-50	50-100	>100
p (%)	<8	8-16	16-21	21-31	>31
x (cm)	>80	80-60	60-40	40-25	<25
r (%)	<2	2-10	10-25	25-50	>50
g (% gravas)	<40	40-60	60-80	>80	>80
s (dS/m)	<2	2-4	4-8	8-16	>16
n (Na-RAS)	<5	5-8	8-11	11-15	>15
f (textura)			1 fracción dominante	1 fracción dominante	1 fracción dominante
(permeabilidad)	Equilibrada	Poco equ.	Deficiente	Deficiente	Deficiente
(E. Estructural)	-	Moderada	<5%	<5%	<5%
q (% m. o)	>2	1-2	<1	<Cq	-
(% carbonatos)	<10	10-30	30-50	>Cq	>50
(% caliza activa)	<7	7-15	15-25	>Cq	>25
(C.I.C en meq)	>20	10-20	<10	<Cq	-
h (exceso en mm)	Estacional	Pequeño o moderado	Pequeño o moderado	Grande	Grande
a (mm)	>600	400-600	300-400	<300	-
c (T° en °C)		12-26	>26		
(P en mm)		400-600	300-400		
(Período heladas)	Diciem-Feb	Nov-Abril	Oct-Mayo		

Bajo (Subclase A) se agrupa el grado erosivo Inapreciable (<5 t/ha\*año) y el grado erosivo Muy Bajo (5–12 t/ha) y en el grado de erosión Muy Alto (Subclase E) se engloba también el grado Irreversible. (Tabla 1).

En el caso de los suelos con espesor menor de 10 cm (Litosoles), la erosión no es un factor limitante, considerándose como tal la pendiente o los afloramientos (Fase lítica o irreversiblemente erosionado).

TABLA 2: Resultados de Erosión Actual en el sector Oriental del Parque Natural Sierras de Cardeña y Montoro, según Lozano (2003)

Nivel erosivo	Pérdida (t/ha*año)	Grado	Erosión Actual
1	< 5	Inapreciable	35,9%
2	5,1 - 12	Muy Bajo	34,4%
3	12,1 – 25	Bajo	21,2%
4	25,1 – 50	Moderado	5,1%
5	50,1 – 100	Alto	1,4%
6	100,1 – 200	Muy Alto	1%
7	> 200	Irreversible (Fase lítica)	1%

Los límites de los valores de pendiente para las diferentes clases también han sido modificados y adaptados a los que establece la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (De la Rosa y Moreira, 1987). De forma que las subclases quedan definidas en la tabla 1.

Una vez determinadas todas las características primarias se asigna a cada UUA a cada clase y la subclase, el conjunto de resultados se modeliza mediante SIG de forma que se pueden obtener los documentos cartográficos de capacidad de uso.

## RESULTADOS

En la mitad Oriental de Parque Natural Sierras de Cardaña y Montoro están representadas cuatro de las clases de capacidad de uso, si bien, su distribución no es homogénea (Tabla 3 y Fig. 3). Existe un conjunto de Unidades, que representan el 4,1 % del total del área estudiada, que por sus características no están incluidas en ninguna de las clases de capacidad de uso, estas Unidades son las ocupadas por el río Yeguas y aparecen siempre en las tablas y en la leyenda del mapa como N.

TABLA 3: Distribución porcentual de las clases de capacidad de uso en la zona de estudio.

CLASES	DISTRIBUCIÓN %
B	1,7%
C	9,9%
D	16,4%
E	67,9%

Observando estos datos se puede apreciar como las clases de capacidad de uso con mayor presencia en la zona de estudio son la D y la E. Las clases B y C ocupan un porcentaje muy pequeño de la superficie.

En cuanto a los factores limitantes, en un 81,4% de las ocasiones éste es el espesor. El siguiente en importancia es la pendiente (p) con un porcentaje del 7,2%, los factores erosión (e), afloramientos rocosos (g) y propiedades químicas (q) aparecen con un porcentaje muy discreto en relación con el que posee el espesor (x) y el resto de propiedades no suponen en ningún caso factor limitante.

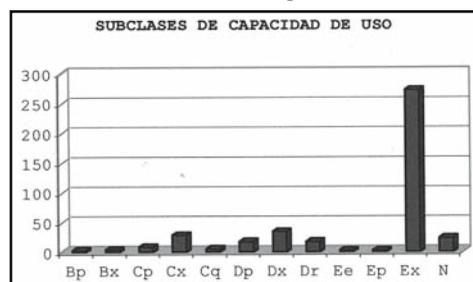
Estos mismos resultados relacionados con el número de Unidades ambientales que poseen cada factor limitante quedan recogidos en la tabla 4.

Si se evalúan las Subclases de Capacidad de Uso, se observa que el espesor continúa siendo el factor limitante por excelencia para las clases de Capacidad de Uso mayoritarias (C, D y E). (Fig. 2).

TABLA 4: Distribución porcentual y en número de UUAAs de los factores limitantes.

	Distribución	Unidades ambientales
e	1,9%	8
p	7,2%	30
x	81,4%	338
r	4,1%	17
q	1,2%	5

FIGURA 2: Distribución en número de UUAAs de las diferentes subclases de capacidad de uso.



Los datos de distribución numérica y porcentual de las Subclases de capacidad de uso en las 415 Unidades ambientales son los de la tabla 5.

TABLA 5: Distribución porcentual y en número de UUAAs de las diferentes subclases de capacidad de uso.

Subclase	Distribución	Unidades ambientales
Bp	0,7%	3
Bx	1%	4
Cp	2%	8
Cx	6,7%	28
Cq	1,2%	5
Dp	4,1%	17
Dx	8,2%	34
Dr	4,1%	17
Ee	2%	8
Ep	0,5%	2
Ex	65,4%	272
N	4,1%	17

**CLASE A:** No existen en la zona de estudio UUAAs con las características que definen a la clase A.

**CLASE B:** La clase de capacidad de uso alta (B) está compuesta por las UUAAs

susceptibles de **utilización agrícola moderada intensiva** y ocupa el 1,7% del área de estudio. Todas las UUAAs se localizan en una zona situada en Cerro de las Veguetas y Valdecañas (Fig. 3). En esta zona los suelos son Regosoles eútricos y Leptosoles eútricos. Las características que hacen que su uso agrícola sea moderado son principalmente la pendiente (Tabla 5 y Fig. 2), que se sitúa en valores inferiores a 16% o el espesor con valores de 80 cm. La tasa de pérdida de suelo es inferior a 12 t/ha\*año. Las propiedades físicas y químicas de los suelos son buenas para el uso agrícola de la zona mientras que los afloramientos rocosos y la pedregosidad poseen valores óptimos para los cultivos.

**CLASE C:** El 9,9% de la zona de estudio se sitúa en la clase C de capacidad de uso moderada, caracterizadas por ser susceptibles de **utilización agrícola poco intensiva**. Las UUAAs se localizan en zonas como, Cerro de la Minilla, Casa de la Fuente Agría y Casilla del Horno (Fig. 3). Las limitaciones de esta clase por orden son: pendiente (p), espesor (x), y propiedades químicas (q). (Tabla 5 y Fig. 2). Las tasas de pérdida de suelo se sitúan por debajo de 14,48 t/ha\*año en niveles Inapreciable, Bajo o Muy bajo y poseen valores de pedregosidad y afloramientos rocosos bajos que no suponen impedimento para el desarrollo de la agricultura.

En las UUAAs de la clase de capacidad de uso moderada en las que el factor limitante es la pendiente (1,9%) el espesor oscila entre 53 y 60 cm. Éstas se desarrollan sobre Leptosoles eútricos o Leptosoles mólicos cuyas propiedades físicas y químicas son moderadamente buenas para su uso agrícola.

Cuando el factor limitante es el espesor, los valores de éste oscilan entre 50 y 70 cm (6,8%) las UUAAs se sitúan sobre Leptosoles eútricos, Leptosoles líticos o Cambisoles eútricos, en zonas donde la pendiente es menor de 16%.

En el 1,2% de la superficie las UUAAs poseen capacidad de uso moderada siendo

el factor limitante las propiedades químicas del suelo. Se desarrollan sobre Leptosoles eútricos, Fluvisoles eútricos o Cambisoles eútricos con pendientes menores del 16% y espesor que oscila entre 60 y 80 cm.

**CLASE D:** compuesta por las UUAAs **no susceptibles de utilización agrícola, salvo casos muy especiales**; pocas o moderadas limitaciones para pastos; explotación de monte bajo o explotación forestal. Ocupan el 16,4% de la zona de estudio y se localizan en puntos como Garullo, Venta del Cerezo y Cortijo de los Madereros (Fig. 3). Los factores limitantes son la pendiente, el espesor y los afloramientos rocosos (Tabla 5 y Fig. 2). Los niveles erosivos se sitúan por debajo de 34,09 t/ha\*año y los valores de pedregosidad, propiedades físicas y propiedades químicas poseen valores moderados para el uso agrícola de esos suelos.

El 4,1% son UUAAs con capacidad de uso baja que tienen como factor limitante la pendiente. En ellas los suelos son Leptosoles eútricos, Leptosoles mólicos, Leptosoles líticos o Cambisoles eútricos en los que el espesor oscila entre 40 y 70 cm y cuyos valores de afloramientos rocosos bajos.

El 8,2% del total de la superficie estudiada se corresponde con UUAAs con capacidad de uso baja en las que el factor limitante es el espesor el cual oscila entre 32 y 50 cm. Los suelos son Leptosoles líticos o Cambisoles eútricos. En general estas UUAAs tienen buenas propiedades para su dedicación agrícola siendo el espesor la única característica que supone limitación para ello. Tienen valores de pedregosidad, afloramientos rocosos, propiedades físicas y propiedades químicas buenos o moderadamente buenos para su uso agrícola.

Los afloramientos rocosos constituyen el factor limitante para UUAAs con capacidad de uso baja en el 4,1% de las ocasiones. Estas UUAAs en general presentan pocas limitaciones en el resto de características estudiadas ya que los valores de erosión son muy bajos

(menores de 8,46 t/ha\*año), la pendiente es menor del 16%, los valores de pedregosidad son muy bajos y las propiedades físicas buenas. Las características más restrictivas en estas UUAAs después de los afloramientos rocosos son las propiedades químicas y el espesor que posee valores de 41cm.

**CLASE E:** La clase de capacidad de uso muy baja (Clase E) está constituida por las UUAAs **no susceptibles de utilización agrícola**, severas o muy severas limitaciones para pastos; bosque bajo y explotaciones forestales y sirviendo apenas para vegetación natural o bosque de protección o regeneración, o no susceptible a cualquier uso. Esta clase es la mayoritaria (67,9%) en la zona de estudio siendo los factores limitantes la erosión, la pendiente y el espesor. Estas UUAAs se encuentran localizadas en puntos como

Loma del Carrizuelo, Loma del Romeral y Cerro del Abanto (Figura 3).

Las UUAAs con capacidad de uso muy baja en las que el factor limitante es la erosión suponen el 1,9% de la zona estudiada. Son UUAAs de cortafuegos por lo que su aprovechamiento agrícola es nulo.

El 0,5% se corresponde con UUAAs que poseen capacidad de uso muy baja siendo el factor limitante es la pendiente (mayor del 31%), debido a estos valores los suelos son muy delgados (Leptosoles líticos) por lo que el cultivo en estas zonas se ve seriamente limitado.

La mayoría de la zona estudiada (65,5%) pertenece a la clase de capacidad de uso muy baja siendo el factor limitante el espesor. Esto es debido a que los suelos de esta zona son en su mayoría Leptosoles líticos que ofrecen posibilidades nulas de aprovechamiento agrícola.

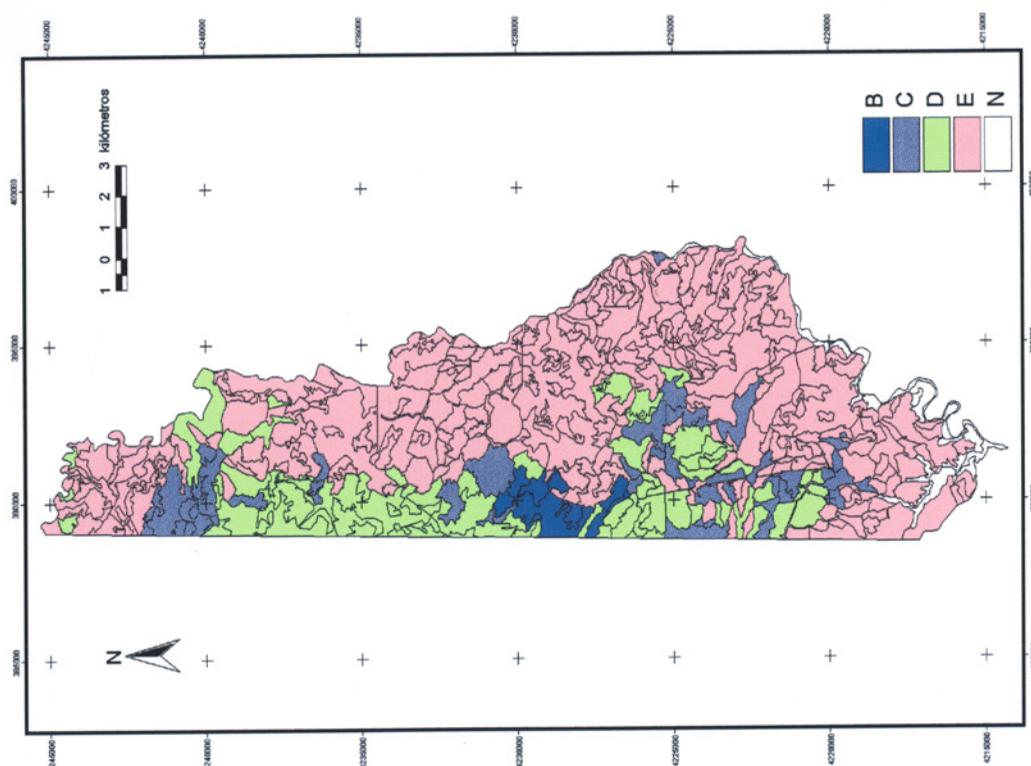


FIGURA 3: Clases de capacidad de uso. Escala de trabajo 1:10.000.

## CONCLUSIONES

La situación actual del sector Oriental del Parque Natural Sierras de Cardeña y Montoro refleja que si bien los suelos no sufren en general problemas graves de erosión no son susceptibles de uso agrícola debido principalmente al espesor y en menor número de ocasiones a la pendiente.

El tratamiento de los resultados mediante SIG permite la obtención de los documentos cartográficos relacionados con la capacidad de uso con la ventaja de la posibilidad de actualización de los datos y por tanto de la cartografía.

## REFERENCIAS

- Cendrero, A. (1982): Técnicas e instrumentos de análisis para la evaluación, planificación y gestión del Medio Ambiente. Serie Opiniones, 6, 1 – 67.
- De la Rosa, D., Moreira, J. M. (1987): Evaluación ecológica de recursos naturales de Andalucía. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Dent, D, Young, A. (1981): Soil survey and Land Evaluation. George Allen. Unwin, London.
- FAO. (1976): Framework for Land Evaluation. Soils Bulletin, 32, FAO. Roma.
- Gil, J., Corral, L., Parras, L., Bermudez, F.; Cañete, M. A., Porrás, E., Rodero, I. (2002): Cartografía y Delimitación de Suelos en el Parque Natural *Sierras de Cardeña y Montoro y Despeñaperros*, proyecto nº 1994000120. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1.987): Mapas de los estados erosivos: cuenca hidrográfica del Guadalquivir. Sevilla.
- Lozano, B. (2003): Estudio de Microplanificación Ambiental del sector Oriental del Parque Natural Sierras de Cardeña y Montoro. (Tesis de Licenciatura inédita). Universidad de Córdoba.
- Parras, L. (2001): Bases metodológicas para la Cartografía de Unidades Ambientales a gran escala. Aplicación a la Ordenación territorial del Parque Natural de Despeñaperros (Jaén). (Tesis doctoral inédita). Universidad de Córdoba.
- Parras, L., Gil, J., Corral, L. (2000): Diseño y caracterización de unidades ambientales a pequeña escala (1:10.000). Una aplicación a la Ordenación territorial del Parque Natural de Despeñaperros. Jaén. *Edafología*, 7 – 3, 121 – 127.
- Sánchez, J. et. al. (1995): Cartografía del Potencial del Medio Natural de Gran Canaria. Cabildo Insular de Gran Canaria. Universitat de València (Estudios generales), Universidad de las Palmas de Gran Canaria.

## ESTÁNDARES DE CALIDAD DE LOS SUELOS DEL CAMPO DE MONTIEL (CIUDAD REAL) EN FUNCIÓN DEL CONTENIDO EN METALES PESADOS

M. CASTILLO CARRIÓN<sup>1</sup>, J.A. MARTÍN RUBÍ<sup>1</sup>, R. JIMÉNEZ BALLESTA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Geológico y Minero de España, C/ La Calera nº1, 28760 Tres Cantos (Madrid), España. m.castillo@igme.es

<sup>2</sup>Dpto. de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid

**Abstract.** Assessment of soil quality and soil contaminants have been increasing its relevance over last years. Such assessment must be predictive of pollutant level in soils. Standards for soil quality have not yet included metals concentrations. This paper deals with a modelling framework available to permit the evaluation of soil quality in Castilla La Mancha region. The standard values obtained are (in  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ): As=32; Pb=14; Cu=19; Sb=4; Ni=30; Ba=630; Ce=54; Co=15; Cr=69; La=42; Sc=16; V=102; Y=17 and Zn=66. Criteria and standards must implicitly incorporate metals concentrations in order to obtain a well-developed soil quality index.

**Key words:** reference value, quality soil, Montiel.

**Resumen.** Durante los últimos años ha venido aumentando el interés y la preocupación por la evaluación de la calidad del suelo y la presencia de contaminantes en el mismo. Normalmente esta evaluación debería predecir el nivel de contaminación en los suelos; sin embargo los estudios sobre calidad de suelos tienden a no incluir la concentración de los metales. El objetivo de este trabajo consiste en establecer en función de dichos contenidos y de otros parámetros, la evaluación de la calidad del suelo en el Campo de Montiel y subsidiariamente en la región de Castilla La Mancha. Los valores de referencia obtenidos para los elementos traza son (en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ): As=32; Pb=14; Cu=19; Sb=4; Ni=30; Ba=630; Ce=54; Co=15; Cr=69; La=42; Sc=16; V=102; Y=17 y Zn=66. Se sugiere que para elaborar un índice de calidad del suelo, debe contemplarse implícitamente la concentración de los metales en el mismo.

**Palabras clave:** valores de referencia, calidad de suelo, Campo Montiel

### INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha avivado el interés por la degradación de suelos, particularmente por contaminación, al tiempo que por el concepto de calidad de suelos. En este sentido generalmente, tanto a nivel nacional como autonómico, existe una laguna sobre niveles o valores de calidad de suelos. Tampoco existe una metodología única y explícita de determinación de calidad de

suelos. Sin embargo, algunas Comunidades, como Cataluña, País Vasco, Andalucía y Galicia se encuentran en una fase avanzada de disposición de normas metodológicas en relación a la calidad de suelos, mientras que la Comunidad de Castilla La Mancha está en vías de implementar estas metodologías.

Tradicionalmente las propiedades químicas, físicas, fisico-químicas, mineralógicas y biológicas han constituido la base sobre la que determinar la productividad de suelos.

Generalmente los índices de calidad de suelos se han desarrollado en el sentido de evaluar los efectos del manejo y conservación en ecosistemas agrícolas; consecuentemente la calidad del suelo comprende estas mismas propiedades. Pero no todos los parámetros tienen el mismo nivel de relevancia, por lo que se han propuesto un número mínimo de grupos de variables para detectar alteraciones en la calidad del suelo (Larson y Pierce, 1994).

Existe una apreciable preocupación por la presencia de contaminantes en el suelo, por lo que tanto la evaluación de sus contenidos, como la predicción del transporte y de sus potenciales efectos biológicos deberían tenerse en cuenta. Consecuentemente los criterios y estándares deben incorporar implícita o explícitamente los contenidos en contaminantes, particularmente metales traza. Uno de los métodos de aproximación a la evaluación de la calidad del suelo se obtiene comparando valores medidos con los de una condición del suelo estándar o de referencia (USDA, 1999).

El presente trabajo está encaminado a la puesta en marcha de una metodología de identificación de la calidad de suelos en Castilla-La Mancha, con el objetivo de disponer de una base sobre la que evaluar la vulnerabilidad de los mismos a la contaminación. El trabajo se centra en un área singular desde el punto de vista ambiental: El Campo de Montiel, que es una zona con litología triásica fundamentalmente, suelos con una litodependencia apreciable, vegetación sometida a intensa antropización con cultivos intensivos fundamentalmente de secano, topografía singular a base de elevaciones (cerros) constituidas por materiales resistentes y depresiones de relleno, (vaguadas) etc.

## EL CUADRO FISICO

La comarca del Campo de Montiel se sitúa fundamentalmente en la provincia de Ciudad Real, en su límite con Albacete. Se

trata de una zona con una configuración fisiográfica plana o alomada, interrumpida por cerros y lomas. Los materiales geológicos más abundantes pertenecen al triásico, pero también al lías, al jurásico y al paleozoico (pizarras y cuarcitas). Se trata de margas multicolores alternando con yesos y bancos de areniscas silíceas rojas y rosáceas de grano fino. Entre estos materiales se pueden observar mantos de arcillas. Climáticamente domina un ambiente típicamente mediterráneo, con inviernos fríos y húmedos y veranos secos y calurosos. Las estaciones climáticas de La Solana, Villanueva de los Infantes y Las Terceras registran precipitaciones anuales de lluvia de 425, 498 y 487 mm. respectivamente; mientras que los de temperatura son de 16.0, 13.8 y 13.6 °C. Respecto del régimen de humedad determinado por Lázaro *et al.* (1978) cabe decir que es de tipo xérico y el régimen de temperatura es térmico o méxico.

Los suelos son fundamentalmente Entisoles, Aridisoles, Inceptisoles y Alfisoles, según Soil Taxonomy; mientras que en FAO son Leptosoles, Cambisoles, Luvisoles, Regosoles y Solonchaks. Todos ellos condicionados fundamentalmente por la topografía y material de partida. Por eso tanto la capacidad de producción agrícola como la eventual afección por incorporación de contaminantes debe ser variable.

Sobre las areniscas del triásico se desarrollan fundamentalmente Entisoles, estando recubiertos por matorral o pastizal xerofítico. Los Inceptisoles, condicionados a lugares de sedimentación-acumulación, se sitúan en la base de las depresiones, pudiendo o no llevar incorporados carbonatos (incluso en cantidades apreciables). Los Alfisoles se presentan sobre materiales del triásico o del paleozoico, presentando frecuentemente contacto lítico en los entornos de los cerros. Los Aridisoles presentan una acumulación de sales, procedentes de materiales triásicos.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Para la determinación de la calidad de suelos se ha realizado la determinación de elementos mayoritarios, minoritarios y mineralogía de arcillas. Con estos datos se ha podido conocer los niveles de fondo o geoquímicos (valores genéricos) y con algunos adicionales (como, por ejemplo, porcentaje en arcilla y materia orgánica) es posible establecer los niveles guía o de referencia para la zona en cuestión.

Para ello se han descrito y muestreado 7 perfiles de suelos (Luvisoles, Cambisoles y Leptosoles) del citado Campo de Montiel, cuyos rasgos fundamentales aparecen en la tabla 1. Las muestras fueron secadas, tamizadas y molidas hasta obtener un tamaño de partícula inferior a  $74 \mu\text{m}$  de diámetro. Para el análisis elemental se realizaron los siguientes tratamientos previos según la técnica espectroscópica utilizada:

– Fusión con tetraborato de litio para Fluorescencia de rayos X.

– Fusión con metaborato de litio y posterior disolución en ácido clorhídrico para espectroscopía atómica con técnica de emisión.

– Tratamiento triácido (perclórico, nítrico y fluorhídrico) hasta sequedad y posterior disolución en ácido clorhídrico para espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente.

– Fusión con metaborato de litio y posterior disolución en ácido nítrico para espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente.

La determinación de los elementos mayoritarios se ha realizado mediante Fluorescencia de rayos X (FRX), que presenta para las perlas con dilución 0,3:5,5 (muestra: fundente) (Martín Rubí, 1990) un límite de detección del orden de 0,1%. En el método diseñado se analizan: Al, Si, Ca, Mg, Mn, Ti, P, Fe, y K, y se expresan como óxidos. Se ha utilizado un espectrómetro Philips modelo PW-1404, tubo

de Sc/Mo y software X-40. El sodio debido a que el límite de detección en FRX es superior al obtenido por Absorción Atómica se ha determinado por esta última técnica mediante emisión de llama. Se ha empleado un espectrofotómetro de absorción atómica Varian FS-220, sin lámpara de cátodo hueco y con llama de óxido nitroso-acetileno.

El análisis de los elementos minoritarios (Ag, Ba, Be, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, La, Mo, Nb, Ni, Sc, V, W, Y, y Zn) se ha realizado mediante espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) con el equipo Vista MPX de Varian que permite un análisis multielemental de forma simultánea.

De los elementos determinados el plomo, el antimonio y el arsénico se encuentran en las muestras en cantidades inferiores al límite de detección del equipo utilizado, por ello se ha elegido otra técnica más sensible para su análisis, la espectroscopía de masas con plasma acoplado inductivamente. Se ha empleado un equipo Leco modelo Renaissance ICP-TOFMS, en el que el sistema analizador de masas es el tiempo de vuelo (TOF) muy útil para la determinación de elementos a niveles trazas y ultratrazas ya que posee límites de detección muy bajos y elevada sensibilidad.

La pérdida por calcinación se ha determinado según el procedimiento técnico de ensayo de los laboratorios del IGME, que se basa en el método propuesto por Sulcek y Povodra, (1989).

Por medio de la difracción de rayos X (DRX) se ha determinado la composición mineralógica. De cada muestra se ha hecho un análisis de la fracción fina (inferior a 2 mm) y tres del agregado orientado (AO) (en la fracción  $< 2 \mu\text{m}$ ). Además los AO han sido sometidos a dos tratamientos, AO térmico y AO en atmósfera saturada de etilenglicol, para diferenciar los distintos filosilicatos (Brown y Brindley, 1980). El difractómetro empleado es un Philips modelo PW-1700 con el software APD de Philips, con tubo de

cobre, monocromador de grafito y rendija automática.

La determinación de materia orgánica se realizó mediante oxidación con dicroma-

to potásico en medio ácido, valorándose el exceso con sulfato ferroso amónico, según el método de Walkley- Black (1974).

TABLA 1. Características generales de la zona e identificación de muestras

MUESTRA Nº	LOCALIDAD	PERFIL Nº	CLASIFICACIÓN	HOR.	PROFUNDIDAD (cm)	COLOR	MATERIAL DE PARTIDA	VEG/USO
1-1	Montiel	1	Leptosol Lítico	Ap	0-12	10R5/6	Arenisca del Trias	Pastizal-erial
1-2				R	> 12	10R4/4		
2-1	Montiel	2	Cambisol Crómico	Ap	0-8	10R5/6	Arenisca y pelita del Trias	Repoblación retama y pino
2-2				Bw	8-35	10R5/6		
2-3				3C	35-162	10R4/4 y 5Y7/1		
3-1	Montiel	3	Cambisol Crómico	Ap	0-19	10R5/4	Arenisca y pelita del Trias	Cereal
4-1	Cózar	4	Cambisol Calcárico	Ap	0-6	10YR6/4	Marga	Viñedo
4-2				Bw	6-54	7.5YR5/4		
4-3				Ck	> 54	2.5Y7/2		
5-1	Cózar	5	Cambisol Calcárico	Ap	0-12	7.5YR6/4	Marga	Viñedo
5-2				Bw	12-74	5YR4/6		
6-1	Cózar	6	Cambisol Calcárico	Ap	0-30	10YR6/3	Marga	Viñedo
6-2				Bw	30-61	10YR8/6		
7-1	La Solana	7	Luvisol Crómico	Ap	0-23	10R4/6	Pelita	Viñedo
7-2				Bt	23-94	10R4/6		
7-3				R	> 94	10R5/6		

## MÉTODO DE CÁLCULO DE LOS VALORES DE REFERENCIA

La determinación de los valores de referencia se ha realizado siguiendo la metodología propuesta por IHOBE (1993), según la cual se analiza la dependencia observada en la correlación de los elementos y los contenidos en arcilla y materia orgánica en los suelos. El IHOBE define los denominados valores indicativos de evaluación (VIE), que permiten evaluar la calidad del suelo en función del contenido en metales de forma rápida.

En este estudio, se ha tenido en cuenta la correlación existente entre los elementos traza estudiados: arsénico, plomo, cobalto, cromo, cobre, cerio, antimonio, bario, níquel, lantano, escandio, vanadio, itrio y cinc, y algunas propiedades edáficas implicadas en la retención-movilidad de los mismos en los

suelos, tales como contenido en illita, materia orgánica, carbonatos y óxidos de los elementos mayoritarios. Hay que hacer mención que también se ha efectuado la determinación de cadmio, aunque su contenido en todas las muestras fue inferior al límite de determinación del método que es  $1 \mu\text{gg}^{-1}$ .

Para conocer la relación entre elementos y parámetros edáficos, se ha confeccionado la matriz de correlación de Pearson, y se han elegido aquellas correlaciones que presentan un mayor grado de significación estadística, superior al 99% y un coeficiente de correlación superior a 0.7 (en valor absoluto). El análisis estadístico se ha realizado con el programa "Statgraphics plus4" (Llovet *et al.*, 2000).

En la tabla 5 se detallan las ecuaciones de regresión de cada elemento. Las ecuaciones obtenidas presentan una significación estadística del 99% ( $\alpha < 1\%$ ).

Mediante estas ecuaciones de regresión se calcularon los valores de referencia (VIE) para cada elemento traza a partir de la fórmula (IHOBE, 1993; Vázquez *et al.*, 2002, Castillo, 2003):

$$VR = VP + aA + bB + \dots + zZ \quad (a)$$

donde:

- VR: es el valor de referencia

- VP: es el valor medio del contenido del elemento traza en los suelos estudiados

- A, B, ..., Z: corresponden a los valores medios de los parámetros edáficos considerados

- a, b, ..., z: son las pendientes de las rectas de regresión divididas entre su factor de contribución según el número de variables consideradas

También se calcula el valor de referencia mediante la fórmula:

$$VR = VP + 2SD \quad (b)$$

donde

- VR: es el valor de referencia

- VP: es el valor medio del contenido del elemento traza en los suelos estudiados

- SD es la desviación típica del elemento traza

El valor de referencia propuesto es la media obtenida entre este valor y el obtenido en la ecuación (a). En los casos en que

no se ha encontrado ninguna correlación significativa, se ha propuesto como valor de referencia el resultado de aplicar la fórmula (b), (IHOBE, 1993).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las tablas 2, 3 y 4 aparecen reflejados los datos obtenidos de los análisis efectuados a las muestras objeto de estudio. De ellas se desprenden varias evidencias:

1. El silicio y el calcio son los componentes mayoritarios de estos suelos, consecuencia lógica de la presencia de cuarzo y calcita como minerales principales. El alto contenido en potasio y aluminio se detecta en los suelos del triás, con micas tipo Illita como mineral principal. Hay que destacar, en algunos suelos, contenidos en hierro relativamente elevados, especialmente sobre materiales triásicos y paleozoicos.

2. La pérdida por calcinación es elevada en suelos con altos contenidos en carbonatos; debido a la pérdida del carbono en forma de dióxido de carbono cuando se calcinan a 950° C.

3. Los minerales principales son cuarzo, calcita e illita, secundariamente feldespatos, caolín y dolomita.

TABLA 2. Concentración de elementos mayoritarios determinados FRX y AAS. Contenido en materia orgánica.

MUESTRA	%SiO <sub>2</sub>	%Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%CaO	%TiO <sub>2</sub>	%MnO	%K <sub>2</sub> O	%MgO	%Na <sub>2</sub> O	%P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	%PPC*	%M.O.
1-1	80.85	5.77	2.131	1.114	0.591	0.021	3.286	0.243	0.081	0.050	5.86	3.23
1-2	87.26	5.49	1.822	0.255	0.533	0.006	3.046	0.180	<0.065	0.093	1.31	0.16
2-1	72.29	7.84	3.095	4.368	0.549	0.051	3.484	1.094	0.094	0.367	6.77	0.87
2-2	57.86	11.19	5.564	5.466	0.545	0.160	4.627	3.558	0.135	0.172	10.72	0.27
2-3	49.98	15.47	6.297	4.318	0.657	0.159	6.382	5.024	0.162	0.126	11.43	0.13
3-1	78.60	7.53	2.991	1.148	0.566	0.048	3.515	0.855	0.108	0.060	4.58	1.06
4-1	24.19	5.19	2.622	35.06	0.323	0.053	1.010	0.380	0.081	0.043	30.87	1.31
4-2	19.51	3.65	2.152	39.91	0.252	0.047	0.815	0.440	0.081	0.038	33.06	1.60
4-3	17.13	3.08	1.853	42.04	0.210	0.035	0.656	0.470	<0.065	0.036	34.48	0.88
5-1	31.88	8.26	3.431	26.08	0.413	0.054	1.290	0.330	0.108	0.035	27.95	1.49
5-2	20.43	7.23	3.165	28.23	0.380	0.035	1.093	0.330	0.081	0.033	33.06	1.01
6-1	19.58	3.17	1.734	40.56	0.218	0.022	0.506	<0.10	0.067	0.037	33.26	1.13
6-2	20.61	3.40	1.185	40.43	0.247	0.029	0.644	<0.10	<0.065	0.020	32.68	0.39
7-1	60.86	14.85	6.492	2.263	0.812	0.093	2.946	0.554	0.229	0.120	10.78	4.19
7-2	55.49	19.58	9.457	0.562	0.756	0.045	3.185	0.700	0.162	0.049	9.99	0.44
7-3	70.42	13.28	7.641	0.279	0.708	0.012	1.952	0.504	0.121	0.069	5.03	<0.10

\* PPC: pérdida por calcinación

TABLA 3. Análisis mineralógico semicuantitativo por DRX

MUESTRA	MINERAL PRINCIPAL	MINER.SECUNDARIOS	ACCESORIOS Y TRAZAS
1-1	CUARZO(70%)	F.POT.(14%),ILLITA(13%)	CALCITA(2%),DOLOMITA(1%),CAOLIN(T)
1-2	CUARZO(81%)	F.POT(10%)	ILLITA(8%),DOLOMITA(1%)
2-1	CUARZO(54%)	ILLITA(28%), F.POT.(9%)	CALCITA(8%),DOLOMITA(1%)
2-2	ILLITA(40%)	CUARZO(30%),DOLOMITA(14%)	CALCITA(9%),F.POT(6%)
2-3	ILLITA(56%)	DOLOMITA(24%),CUARZO(18%)	CALCITA(2%)
3-1	CUARZO(54%)	ILLITA(27%), F.POT(12%)	DOLOMITA(4%),CALCITA(3%)
4-1	CALCITA(62%)	ILLITA(20%),CUARZO(18%)	----
4-2	CALCITA(71%)	ILLITA(16%),CUARZO(13%)	----
4-3	CALCITA(73%)	ILLITA(14%),CUARZO(12%)	F.POT(1%)
5-1	CALCITA(48%)	ILLITA(25%),CUARZO(26%)	F.POT.(1%)
5-2	CALCITA(55%)	CUARZO(21%),ILLITA(19%)	CAOLIN(5%)
6-1	CALCITA(71%)	CUARZO(16%),ILLITA(13%)	----
6-2	CALCITA(73%)	CUARZO(18%)	ILLITA(9%)
7-1	ILLITA(34%),CUARZO(37%)	CAOLIN(14%)	F.POT(4%),PL(5%),CALCITA(4%),DOLOMITA(2%)
7-2	ILLITA(40%)	CUARZO(30%),CAOLIN(21%)	F.POT(4%),PL(5%)
7-3	CUARZO(56%)	ILLITA(19%),CAOLIN(10%)	F.POT(3%),PL(4%),ESMECT/VERMIC.(8%)(+)

NOTAS: F.POT=FELDESPATO POTASICO, PL=PLAGIOCLASAS, (T)=TRAZAS

(+). Mineral de 14Å que colapsa a 550°C y no hinchable al Etilenglicol

TABLA 4. Concentración de elementos minoritarios determinados por ICP-AES e ICM-MS. Resultados en  $\mu\text{gg}^{-1}$ 

MUESTRA	Ag	As	Ba	Be	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	La	Mo	Nb	Ni	Pb	Sb	Sc	V	W	Y	Zn
1-1	<1	3.4	228	<1	<1	40	7	24	<8	22	<4	<10	<10	10.8	<0.8	4	30	<10	9	22
1-2	1	3.2	206	<1	<1	42	6	23	<8	21	<4	<10	<10	5.5	<0.8	5	27	<10	9	30
2-1	1	5.1	335	<1	<1	39	10	35	15	24	<4	<10	15	9.2	1.5	7	46	<10	11	42
2-2	<1	18	366	<1	<1	47	15	45	20	29	<4	12	25	7.5	1.3	10	89	<10	14	45
2-3	2	7.3	376	<1	<1	46	18	55	13	29	<4	16	28	8.0	1.7	15	119	<10	14	80
3-1	2	5.0	286	<1	<1	38	10	32	16	22	<4	<10	15	9.1	<0.8	6	42	<10	11	29
4-1	1	22	158	<1	<1	27	8	33	14	19	<4	15	15	10.2	<0.8	6	35	<10	9	32
4-2	1	26	133	<1	<1	21	7	27	12	17	<4	15	13	10.0	1.2	5	29	<10	7	27
4-3	<1	27	106	<1	<1	18	6	25	10	14	<4	14	11	5.7	<0.8	5	24	<10	6	25
5-1	1	22	181	<1	<1	37	10	42	17	24	<4	15	19	12	1.2	7	47	<10	10	42
5-2	1	19	167	<1	<1	35	10	40	14	23	<4	16	18	8.2	0.8	7	45	<10	9	35
6-1	2	35	105	<1	<1	22	6	21	11	17	<4	13	11	6.9	<0.8	4	27	<10	6	22
6-2	2	31	104	<1	<1	20	6	21	12	16	<4	14	10	2.4	1.3	4	29	<10	5	23
7-1	1	21	676	<1	<1	65	11	66	13	40	<4	13	20	11	2.8	12	77	<10	16	40
7-2	<1	21	838	<1	<1	55	12	94	12	36	<4	14	29	11	4.1	15	100	<10	16	52
7-3	1	10	451	<1	<1	44	9	41	<8	25	<4	<10	27	6.6	1.9	13	58	<10	12	80

Dado que los valores de concentración elemental en suelos establecidos por Schacklette y Boernen (1984) y Bowen (1979) son considerados como punto de referencia (Sposito, 1989), y en función de los resultados de la tabla 4, se puede establecer:

1. Se encuentran en baja concentración Ag, Be, Cd, Cu, La, Mo, Pb, W e Y.

2. Superan el contenido medio normal As, Zn, V, Cr, Ni, Nb, Sb, Co y Ba salvo en algunas muestras.

3. Salvo algún caso en que los contenidos en algún elemento se acercan al valor objetivo o de intervención de la legislación holandesa, (Vegter, 1995) no se pueden considerar suelos contaminados. En concreto el Ba en las muestras 7-1 y 7-2 supera el valor de intervención; las muestras 2-1, 2-2, 2-3, 3-1, 5-1, 5-2, 7-1, 7-2 superan el valor objetivo para el Co; finalmente la muestra 6-1 supera el valor objetivo para el As.

TABLA 5. Ecuaciones de regresión lineal y coeficiente de correlación

Ec Regresión Lineal	r	Ec Regresión Lineal	r
Ba = -34,46 + 39,02 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9269	Sc = 1,26 + 1,23 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> + 0,08 ILLITA	0,9788
Ba = -6,93 + 78,32 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9093	V = 6,72 + 5,31 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9106
Ba = -154,89 + 927,10 TiO <sub>2</sub>	0,8666	V = 14,28 + 8,87 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9086
Ce = 18,18 + 2,26 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,8618	V = 20,31 + 508,38 MnO	0,8839
Ce = 21,16 + 4,17 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,7783	V = 19,42 + 12,27 K <sub>2</sub> O	0,7808
Ce = 45,60 - 0,57 CaO	-0,9057	V = 1,47 + 2,10 ILLITA	0,9460
Ce = 6,44 + 63,53 TiO <sub>2</sub>	0,9533	V = 1,99 + 4,10 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> + 273,9 MnO	0,9847
Ce = 33,52 + 1,07 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> - 0,37 CaO	0,9698	Y = 4,81 + 0,64 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9391
Ce = 45,39 - 0,31 CALCITA	-0,9035	Y = 5,47 + 1,24 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,8839
Co = 5,05 + 0,52 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,7630	Y = 12,81 - 0,15 CaO	-0,7102
Co = 5,89 + 65,25 MnO	0,8729	Y = 2,60 + 15,78 TiO <sub>2</sub>	0,9044
Co = 5,53 + 1,63 K <sub>2</sub> O	0,8017	Y = 6,68 + 1,49 K <sub>2</sub> O	0,7253
Co = 3,48 + 0,25 ILLITA	0,9648	Y = 12,79 - 0,08 CALCITA	-0,7863
Cr = 8,85 + 3,57 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9279	Y = 5,11 + 0,22 ILLITA	0,8255
Cr = 11,65 + 7,10 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9010	Y = 2,11 + 11,15 TiO <sub>2</sub> + 0,11 ILLITA	0,9695
Cr = 5,58 + 68,90 TiO <sub>2</sub>	0,7040	As = 9,24 + 0,47 CaO	0,8176
Cr = 16,75 + 0,82 ILLITA	0,8056	As = 9,43 + 0,26 CALCITA	0,8120
La = 13,57 + 1,12 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9483	Zn = 16,51 + 5,87 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,7901
La = 14,85 + 2,09 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,8823	Sb = 0,19 + 0,15 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,8162
La = 8,43 + 31,33 TiO <sub>2</sub>	0,8750	Sb = 0,31 + 0,30 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,8064
La = 26,66 - 0,13 CALCITA	-0,7309	Sb = 0,16 + 3,63 TiO <sub>2</sub>	0,7496
La = 14,68 + 0,34 ILLITA	0,7854	Ni = 7,55 + 1,27 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9564
La = - 11,47 + 60,42 TiO <sub>2</sub> + 0,19 CALCITA	0,9322	Ni = 7,93 + 2,60 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9553
Sc = 1,50 + 0,75 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9647	Ni = 6,14 + 25,62 TiO <sub>2</sub>	0,8128
Sc = 2,09 + 1,42 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9909	Ni = 23,73 - 0,16 CALCITA	-0,7779
Sc = 0,47 + 15,13 TiO <sub>2</sub>	0,7676	Ni = 6,16 + 0,44 ILLITA	0,9171
Sc = 1,31 + 0,26 ILLITA	0,9192	Ni = 6,51 + 0,13 ILLITA + 2,13 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,9728

En la tabla 6 aparecen los valores de referencia propuestos para los suelos del campo de Montiel, lo que supone unos valores de normalización, que pueden ser útiles en el reconocimiento del nivel general de la zona y, si como sucede, en algún caso se viola el estado natural estamos ya en un nivel contaminante.

Por lo que se refiere al análisis comparativo con otras zonas de nuestro país hay que destacar que los contenidos en As, V, Cr y Ni son más elevados que los descritos por De Miguel *et al.* (2002) para suelos de

la Comunidad de Madrid. No obstante, si se comparan con los valores de referencia para suelos agrícolas de Andalucía (CMJA, 1999), los valores de Cr y Ni son inferiores a los establecidos para esta Comunidad (que son de 100 y 40  $\mu\text{gg}^{-1}$  respectivamente) y a los de cromo y níquel propuestos por Castillo Carrión (2003) para vertisoles de Málaga (172 y 58  $\mu\text{gg}^{-1}$ ) respectivamente y al de cromo para Cerceda (Madrid) de Vázquez Carranzo *et al.* (2002) de 172  $\mu\text{gg}^{-1}$ . El As, que presenta un valor de referencia de 20  $\mu\text{gg}^{-1}$  para los suelos agrícolas andaluces,

es inferior al de  $32 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  propuesto en este trabajo para los suelos del Campo de Montiel. El contenido en As, probablemente debido al uso de compuestos fitosanitarios de base arsenical en la zona, supera los valores de referencia de otros suelos agrícolas españoles especialmente en suelos dedicados a viñedos. Sin embargo, este último valor es inferior al valor de intervención ( $45 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) de Adriano (1997) para suelos agrícolas de Bélgica, y es similar al valor ( $29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) de los valores de referencia holandeses (NMHSPE, 1994). En cuanto al valor de vanadio, es notablemente inferior al descrito por Castillo Carrión (2003) para suelos vérticos de la provincia de Málaga, que es de ( $178 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )

Los contenidos en metales pesados obtenidos en la determinación y cálculo de los valores de referencia ponen de manifiesto no sólo la variedad de los mismos, sino su presencia en ocasiones en valores próximos a los niveles objetivo o de intervención de la normativa holandesa. En consecuencia parecería razonable incluir este parámetro (valor de referencia) en un hipotético índice de calidad de suelos de la zona. Habida cuenta que, en los trabajos recientes sobre el tema, sugieren dar más peso a los parámetros biológicos que al resto, el peso o medida en el que sean introducidos los valores de referencia será objeto de posteriores investigaciones.

TABLA 6. Valores de referencia propuestos para suelos del Campo de Montiel. En la columna 2 el valor de referencia (VR) se calcula sumando al valor medio (VP) dos veces su desviación estándar (SD). En la columna 3 el valor de referencia se calcula a partir de las ecuaciones obtenidas en la tabla 5

Elemento ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	VR = VP + 2SD	Ec Regresión	Valores de Referencia Propuestos
As	38	25	32
Pb	14	-	14
Cu	19	-	19
Sb	4	3	4
Ni	32	28	30
Ba	663	598	630
Ce	63	44	54
Co	16	14	15
Cr	74	63	69
La	38	46	42
Sc	16	15	16
V	110	93	102
Y	17	17	17
Zn	72	59	66

## CONCLUSIONES

Analizados varios elementos traza en suelos del Campo de Montiel y comparados con los valores medios mundiales se encuentra que los contenidos de Ag, Be, Cd, Cu, La, Mo, Pb, W e Y son bajos, mientras que As, Zn, V, Cr, Ni, Nb, Sb, Co y Ba superan normalmente el valor medio.

Se establecen los niveles de referencia de dichos metales encontrándose que el contenido en As supera los valores de referencia de otros suelos agrícolas españoles. Finalmente, se sugiere que estos valores deberían tomarse en consideración a la hora de establecer un índice general de calidad de suelos para la zona.

**AGRADECIMIENTOS.**

Este trabajo se ha realizado con la ayuda del Proyecto de la CICYT AGL-2002-02294: Propuesta de un índice de calidad de suelos para Castilla-La Mancha

**REFERENCIAS**

- Adriano, D.C, Chlopek, A., Kaplan, D.L., Vlijster, H., Vangronvesld J. (1997). Soil Contamination and Remediation Philosophy Science and Tehnology. Ed. Prosted. Contaminated Soils. INRA. París
- Bowen H.J. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press. London.
- Brown, G. y Brindley, G.W. (1980). Crystal Structures of Clay Minerals and Their X-Ray Identification. Mineralogical Society, London.
- Castillo Carrión, M. (2003). Comportamiento y Valores de Referencia en Vertisoles de la Provincia de Málaga. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 138 p.
- CMJA (1999). Criterios y Estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- De Miguel, E., Callaba, A., Arranz, J.C., Cala, V., Chacón, E., Gallego, E., Alberruche, E., Alonso, C., Fdez.-Cantelli, P., Iribarri, I. y Palacios, H. (2002). Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. Publicaciones del IGME. Serie: Medio Ambiente y Terrenos contaminados, nº 2.
- IGME (1972). mapa geológico. 1:200.000,nº 62. Tomelloso.
- IHOBE (1993). Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan Director para la protección del suelo. Gobierno Vasco. Ed IHOBE S.A.
- Larson W.E., Pierce F.J. (1994). The dynamics of soil quality as measure of sustentable management. En: Doran J.W. *et al.* (Eds), Defining soil quality for a sustentable environment. Madison:ASA/SSSA, pp 37-51.
- Lárazo F., Elias F. y Nieves M. (1978). Regímenes de humedad de los suelos de la España Peninsular. Ministerio de Agricultura, colección monografías INIA nº 20.
- Llovet, J., Delgado, D. y Martínez J.(2000). Statgraphics Plus 4. Guía práctica para usuarios. Ediciones Anaya Multimedia, S.A.
- Martín Rubí, J.A. (1990). Análisis por FRX de Ce, La, Y, Th, Nb y Ta y su contribución a la geoquímica de estos elementos. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias.
- NMHSPE (1994). Netherlands Ministry of Housing Spatial Planning and Environment Directorate General for Environmental Protection. Departament of soil protection.
- Schacklette H.T. y Boerngen J.G., (1984). Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States. U.S. Geological Survey. Prof. Paper 1270.
- Sulcek, Z. y Povondra, P. (1989). Methods of decomposition in Inorganic Analisis. CRC Press, Florida.
- Sposito, G. (1989). The Chemistry of Soils. Oxford University Press. New York.
- USDA (1999). Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. Instituto de suelos, CRN-CNI-INTA. Argentina.
- Vázquez Carranzo, I; Martín Rubí, J.A.; Moreno García, A.M. y González Parra, J. (2002). Calculation of reference values of trace elements in soils in the Community of Madrid (Spain), en : Man and Soil at the Third Millenium. Third International Congress of the European Society for

- Soil Conservation. Ed: J.L.Rubio, R.P.C. Morgan, S.Asins y V. Andreu. Logroño. España. Vol. II, 1675-1684.
- Vegter J.J. (1995). Soil Protection in The Netherlands. En Heavy Metals. Salomons W. Forstener U. y Mader P., (eds). Springer-Verlag.
- Walkley, A. y Black, I.A. (1974). A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. *J.Soil Sci.*, 63:251-254.

## BIODISPONIBILIDAD DE METALES EN SUELOS DE MINA: CAMBIOS INDUCIDOS POR EL CRECIMIENTO DE *alyssum serpyllifolium* ssp. *Lusitanicum*

P. S. KIDD y C. MONTERROSO

Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782. edcarmel@lugo.usc.es.

**Abstract.** The efficiency of *Alyssum serpyllifolium* ssp. *lusitanicum* (Brassicaceae), a Ni-hyperaccumulator that grows in the Tras-os-Montes region of NE Portugal on serpentine soil, for use in phytoextraction of polymetallic contaminated soils was evaluated. Here we assess changes in the bioavailability of Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn, and the ability of *A. serpyllifolium* to access different soil metal pools. *Alyssum serpyllifolium* was grown on two mine-spoil soils (MS1 and MS2). The MS1 soil is contaminated with Cr ( $283 \mu\text{g g}^{-1}$ ) and has slightly elevated background concentrations ( $25\text{-}100 \mu\text{g g}^{-1}$ ) of the metals Ni, Zn and Pb, while the MS2 soil is moderately contaminated with Cr ( $263 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Cu ( $264 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Pb ( $1433 \mu\text{g g}^{-1}$ ) and Zn ( $377 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Mine-soils were limed to about  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} 6.0$  with calcium carbonate (MS1/Ca and MS2/Ca) or limed and amended with NPK fertilisers (MS1/NPK and MS2/NPK). Mine-soils that were not amended were lethal to *A. serpyllifolium*, plants died within 2-3 days. Biomass was reduced on MS2/Ca due to phytotoxic effects of Cu, and plants did not grow on MS2/NPK soil. In contrast, amendment with NPK fertilisers increased plant biomass by about 10-fold on MS1/NPK. However, in the same soil root dry weight was reduced by about 7-fold compared with MS1/Ca. *Alyssum serpyllifolium* accumulated Mn, Ni and Zn in its aerial parts ( $\text{shoot}_{[\text{metal}]}/\text{root}_{[\text{metal}]} > 1$ ) and both metal content and transportation were generally greater in MS2 than MS1. However, metal yields were significantly increased in plants grown on MS1/NPK, due to the increment in biomass. After plant growth, concentrations of EDTA-,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ - and Mehlich 3 (M3)-extractable metals were generally lower. However, concentrations of extractable Mn and Zn were frequently greater after growth. Concentrations of M3-extractable Cr, Ni, Pb and Zn were often significantly increased in rhizosphere soils. In addition, sequential (BCR) extractions suggested that *A. serpyllifolium* could potentially mobilise metals from soil pools normally considered to be non plant-available, and provided that these metals are then absorbed by the plant this would increase total metal extraction. These results suggest that *A. serpyllifolium* could be suitable for phytoextraction uses in polymetallic-contaminated soils, and especially where the contaminants are Mn, Ni and Zn. However, its small biomass production, even on NPK fertilised mine-spoil soils, continues to be a major limiting factor for its use in phytoextraction.

**Keywords:** *Alyssum serpyllifolium*, metal bioavailability, mine-soils, phytoextraction, sequential extractions.

**Resumen.** Se evalúa la eficiencia de *Serpyllifolium* ssp. *Lusitanicum* (Brassicaceae), un hiperacumulador de Ni que crece en los suelos serpentínicos de la región de Tras Os Montes (NE Portugal), para su uso en fitoextracción de metales en suelos de mina. Para ello se hizo un ensayo de invernadero con *Alyssum serpyllifolium* y dos suelos de mina (SM1 y SM2). Se estudió la capacidad de esta espe-

cie para acceder a diferentes fracciones metálicas del suelo, así como los cambios que inducía sobre la biodisponibilidad de Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn. El suelo SM1 estaba contaminado con Cr ( $283 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y tenía concentraciones ligeramente elevadas ( $25\text{-}100 \mu\text{g g}^{-1}$ ) de Ni, Zn y Pb; el suelo SM2 estaba moderadamente contaminado en Cr ( $263 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Cu ( $264 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Pb ( $1433 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y Zn ( $377 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Los suelos fueron encalados hasta pH 6.0 con carbonato cálcico (SM1/Ca y SM2/Ca) o encalados y fertilizados con NPK (SM1/ NPK y SM2/ NPK). Los suelos sin enmienda fueron letales para *A. serpyllifolium*, las plantas se morían en 2 o 3 días. En los sustratos SM2/Ca había una reducción de la biomasa debido al efecto fitotóxico del Cu y las plantas no crecieron en SM2/NPK. Por el contrario, la fertilización con NPK hizo aumentar en torno a 10 veces la biomasa en MS1/NPK. Sin embargo en el mismo suelo, el peso seco de raíz era 7 veces menor que el de SM1/Ca. *Alyssum serpyllifolium* acumulaba Mn, Ni y Zn en sus partes aéreas ( $[\text{metal}]_{\text{hoja}}/[\text{metal}]_{\text{raíz}} > 1$ ) y, tanto la concentración de metales, como su transporte eran generalmente mayores en SM2 que en SM1. Sin embargo, las cantidades totales de metales extraídos (rendimientos metálicos) eran significativamente mayores en las plantas desarrolladas en MS1/NPK, debido al aumento de la biomasa. Generalmente, la concentración de los metales del suelo extraídos con EDTA,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  y Mehlich 3(M3) era más baja después del crecimiento de las plantas, aunque frecuentemente ocurría lo contrario para Mn y Zn. Las concentraciones de Cr, Ni, Pb y Zn aumentaban significativamente en el suelo de la rizosfera. Además, las extracciones secuenciales (BCR) sugerían que *A. serpyllifolium* podría movilizar los metales de las fracciones consideradas no disponibles, permitiendo su absorción por la planta, lo que haría aumentar la extracción total de los metales. Esto sugiere que *A. serpyllifolium* podría ser adecuada para fitoextracción en suelos contaminados con varios metales, especialmente donde los contaminantes son Mn, Ni y Zn. No obstante, su escasa producción de biomasa, incluso en los suelos de mine fertilizados, continúa siendo el principal factor limitante para su uso en fitoextracción.

**Palabras clave.** *Alyssum serpyllifolium*, biodisponibilidad de metales, suelos de mina, fitoextracción, extracciones secuenciales.

## INTRODUCCIÓN

El uso de plantas hiperacumuladoras de metales para la limpieza de suelos contaminados es una de las principales estrategias de fitoextracción que actualmente se están desarrollando (fitoextracción natural, Lombi *et al.*, 2001). Las plantas hiperacumuladoras tienen la capacidad de absorber y translocar a sus hojas grandes cantidades de metales, alcanzando concentraciones de más de  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  de metal en hoja de Co, Cu, Ni o Pb, o más de  $10000 \text{ mg kg}^{-1}$  de Zn y Mn (Baker *et al.*, 2000). La fitoextracción viene determinada por numerosos factores, como resistencia de la planta a los metales, proliferación radicular, etc, y su eficiencia puede ser calculado por el producto de una ecuación simple: (biomasa x concentración del elemento en la biomasa) (McGrath *et al.*, 2002). La principal limitación de la fitoex-

tracción natural es que la hiperacumulación de metales no es un fenómeno común en las plantas superiores terrestres; estas plantas son relativamente raras y frecuentemente se encuentran en áreas geográficas remotas. Además, los tamaños de las poblaciones de estas plantas suelen ser extremadamente pequeñas y la mayoría de las plantas hiperacumuladoras de Europa tienen escasa biomasa y crecimiento lento (Baker *et al.*, 2000). El aumento de la concentración metálica en la biomasa vegetal aérea y la optimización de la producción por medio de técnicas agrícolas (como fertilización, ajuste del pH, adición de acondicionadores del suelo,...) podría ser, por tanto, una combinación clave en el desarrollo último de esta técnica. En algunos estudios se ha evaluado el uso de fertilizantes para el incremento de la producción vegetal (Chiarucci *et al.*, 1995; Robinson *et al.*, 1997; Bennett *et al.*, 1998). Robinson *et al.*, 1997

consiguieron un incremento del 300% en la biomasa de *Alyssum bertolinii* en 12 meses con fertilización nitrogenada. Sin embargo, con el aumento de la biomasa se producía un ligero, pero significativo, descenso de la absorción de Ni.

Aunque las plantas hiperacumuladoras tienen una extraordinaria capacidad de absorber metales, su eficiencia puede ser reducida significativamente por la baja biodisponibilidad de los metales en los suelos contaminados (Knight *et al.*, 1997). El equilibrio dinámico que se establece entre las principales fracciones metálicas del suelo (cambiable, orgánica, óxidos de hierro y manganeso y estructuras minerales) determina la disponibilidad de metales a la planta. Además, la planta puede modificar las condiciones de la rizosfera a través de procesos como la producción de exudados radiculares o la alteración del pH, favoreciendo la liberación de formas metálicas no lábiles (Adamo *et al.*, 2002; Adriano, 2001; Morel, 1997). Existe un escaso conocimiento del efecto de la absorción de las plantas hiperacumuladoras sobre las fracciones de metales pesados del suelo y aún es tema de debate si estas plantas tienen acceso a las mismas o distintas fracciones metálicas que las plantas no hiperacumuladoras. Son escasos los estudios que abordan la relación entre la extracción de metales por plantas hiperacumuladoras y la localización de los metales en el suelo.

*Thlaspi caerulescens* es una de las especies más estudiadas para propuestas de fitoextracción de metales (Brown *et al.*, 1994; Lasat, 1996; Knight *et al.*, 1997; McGrath, 1997; Baker y Whiting, 2002). En este trabajo nosotros evaluamos el uso potencial de otra planta hiperacumuladora, *Alyssum serpyllifolium ssp. Lusitanicum* (Brassicaceae), una de las tres subespecies ibéricas de *Alyssum serpyllifolium*. Menezes de Sequeira (1969) fue el primero en citar la hiperacumulación de Ni en *Alyssum serpyllifolium ssp. Lusitanicum*. Brooks y Radford (1978) obtuvieron una

concentración media de 5860  $\mu\text{Ni g}^{-1}$ , con un intervalo entre 1949 y 9000  $\mu\text{g}^{-1}$ . Estos valores son concordantes con los de Diez *et al.* (2002), quienes obtuvieron un valor medio de 6652  $\mu\text{g}^{-1}$  de Ni, con un intervalo de 5850-7440  $\mu\text{g}^{-1}$ .

El presente estudio se planteó con los objetivos de: i) determinar los cambios en la biodisponibilidad y el fraccionamiento de Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn inducidos en el suelo tras el crecimiento de *Alyssum serpyllifolium ssp. Lusitanicum* y ii) evaluar la capacidad de esta planta para acceder a las fracciones metálicas no biodisponibles. Para ello se realizó un ensayo de maceta con plantas de *A. serpyllifolium* procedentes de la región de Tras Os Montes (NE Portugal) y dos suelos de mina con diferentes niveles de contaminación metálica.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Recolección del material vegetal

En julio de 2002 se recolectaron semillas de *Alyssum serpyllifolium ssp. Lusitanicum* Dudley y P.Silva (*A. serpyllifolium* a partir de ahora) a partir de plantas que crecían en suelos serpentínicos de la región de Tras Os Montes en el NE de Portugal (Samil; 41° 47' N 6° 45' W). Las áreas serpentínicas del NE de Portugal ocupan sobre 80 km<sup>2</sup> (entre las latitudes 45° 25' y 41° 54' N) y el clima de la zona es Mediterráneo, oscilando entre Mediterráneo húmedo y variantes más áridas (Menezes de Sequeira y Pinto da Silva, 1992). Los suelos (*Litic Udorthents* según Soil Survey Staff, 1999) eran ligeramente ácidos (pH<sub>H2O</sub> 6.0-6.5), con elevadas concentraciones de metales pesados (especialmente Co, Cr y Ni), una elevada relación Mg/Ca y bajos niveles de P y K disponibles. *Alyssum serpyllifolium*, frecuentemente referido como *Alyssum pintodasilvae* Dudley, es el único hiperacumulador en el NE de Portugal. Esta especie aparece en todas las asociaciones serpentínícolas típicas, pero especialmen-

te en *Taeniathero-Alysetum pintodasilvae* (Menezes de Sequeira y Pinto da Silva, 1992).

### Ensayos en maceta

Las semillas recogidas se esterilizaron con NaClO al 2,5%, se lavaron con agua desionizada, se sembraron en una mezcla de turba y arena en bandejas y se dejaron crecer durante un mes en invernadero con régimen natural de luz (día:noche).

Los suelos de mina (SM) utilizados proceden de As Pontes (SM1) y La Poderosa (SM2). La mina de As Pontes (43° 27' N 7° 15' W) es una explotación de lignito a cielo abierto, situada al NE de la provincia de A Coruña, que cubre un área aproximada de 12 km<sup>2</sup>. La mayor parte de los estériles de esta mina son sedimentos terciarios, arcillas carbonosas y filitas, con presencia frecuente de pirita. La Poderosa (37° 44' N 6° 39' W) es una antigua explotación de depósitos de sulfuros metálicos, situada en el S de la provincia de Huelva, en la que se han generado estériles con una fuerte contaminación en metales como resultado de las actividades de extracción y procesado.

Las muestras de suelos fueron secadas al aire, homogeneizadas y tamizadas (<5 mm). Cada una de las muestras se repartió entre tres contenedores a los que se aplicaron los siguientes tratamientos: 1) control (sin enmiendas; SM1/Con y SM2/Con); 2) encalado con dosis de caliza agrícola equivalentes a 2000 kg CaCO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> (SM1/Ca) y 15000 kg CaCO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> (SM2/Ca); 3) encalado (igual que en el tratamiento 2) más fertilización con KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> y NH<sub>4</sub>NH<sub>3</sub>, en dosis equivalentes a 150 kg P ha<sup>-1</sup>, 200 kg K ha<sup>-1</sup> y 100 kg N ha<sup>-1</sup> (SM1/NPK y SM2/NPK). Los suelos se mezclaron bien con las enmiendas, se humectaron hasta el 80% de su capacidad de campo y se dejaron durante 4 semanas hasta alcanzar su equilibrio. Los valores de pH en este momento se encontraban entre 6.0 y 6.3 en los tratamientos 2) y 3).

Las plántulas de *A. serpyllifolium*, desarrolladas durante 1 mes en sustrato no contaminado, se trasplantaron a macetas (11 cm de diámetro) rellenas con suelo húmedo (equivalente a 1 kg de suelo seco) procedente de los distintos tratamientos. Se puso una planta por maceta y se hicieron cinco réplicas por tratamiento. Las plantas se dejaron crecer durante 24 semanas en invernadero con régimen natural de luz (noche:día), a temperatura de 15-30° C y riego con agua desionizada sin permitir el lixiviado de las macetas. Se hizo una reposición de las plantas muertas durante las primeras dos semanas, asumiendo que la mortandad se producía como resultado de su manejo. La mortalidad de las plantas sólo se produjo en los suelos SM1/Con, SM2/Con y SM2/NPK.

### Análisis de los suelos

Todos los análisis de suelo (fracción < 2 mm) se realizaron en muestras representativas de los suelos iniciales, submuestras de los suelos a tiempo cero del experimento en maceta y después 24 semanas, cuando las plantas fueron cosechadas. Todos los análisis se hicieron en las cinco réplicas. Adicionalmente, tras la cosecha se separó el suelo de la rizosfera de acuerdo con Chung y Zazoski (1994).

Se determinó el pH en H<sub>2</sub>O y KCl 0.1N usando una relación suelo:disolución de 1:2,5. Carbono y azufre total se analizaron por combustión con analizador LECO (Modelo SC-144 DR, LECO Corp., St Joseph, MI) y el C orgánico disuelto (COD) fue medido con analizador TOC-5000 (Modelo FLOWSYS, SYSTEAL, Italia) en un extracto de agua obtenido tras agitación de 1 hora de una suspensión con relación suelo:agua de 1:5. Los cationes de cambio se extrajeron con NH<sub>4</sub>Cl 1M sin tamponar (Peech et al., 1947) y se determinaron por espectrofotometría de emisión (Na y K) y absorción (Ca, Mg y Al) atómica (Perkin-Elmer 2380, CT). Los H<sup>+</sup> de cambio se determinaron por titulación

del extracto con NaOH (titulador Crison, Modelo TT2022, Alella, Spain). La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CEC) se estimó a partir de la suma de todos los cationes de cambio. El P disponible se obtuvo por extracción con  $\text{NaHCO}_3$  y determinación colorimétrica (Olsen y Somers, 1982). La concentración total de Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn se determinó por espectrofotometría de absorción atómica de llama, y cámara de grafito cuando fue necesario (Perkin-Elmer 4110 ZL Norwalk, CT) tras la digestión ácida ( $\text{HNO}_3\text{:HCl:HF}$ , 2,7:1:1) de la muestra en horno microondas. Los mismos metales se determinaron en la disolución del suelo obtenida tras la saturación del suelo al 40% con agua desionizada, agitación durante 24 horas y centrifugación a 5000 x g.

La fracción metálica *disponible a plantas* se estimó utilizando tres extracciones simples:  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1M (pH 4,6), reactivo Mehlich 3 (M3) y EDTA 0.05 M (pH 4,6). La composición del reactivo M3 es:  $\text{NH}_4\text{F}$  0,015 M +  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  0,25 M +  $\text{CH}_3\text{COOH}$  0,2 M +  $\text{HNO}_3$  0,013 M + EDTA 0,001 M (Mehlich, 1984). Las relaciones suelo:extracto utilizados fueron de 1:10 ( $\text{NH}_4\text{Cl}$  y M3) or 1:5 (EDTA). La extracción M3 también se usó para determinar la fracción metálica biodisponible en los suelos de la rizosfera.

Por último se aplicó un esquema de fraccionamiento metálico siguiendo el procedimiento de extracción secuencial BCR propuesto por *Standards, Measurements and Testing Programme (originalmente BCR) of the European Comisión* (Rauret et al., 1999). Primero se hace una extracción (1 g de suelo) con  $\text{CH}_3\text{COOH}$  0,11 M durante 16 horas; así se extraen las formas solubles, cambiables y ligadas débilmente a materia orgánica y carbonatos (fracción extraíble en ácido). En segundo lugar, se añaden 20 ml de  $\text{NH}_2\text{OH}$ .  $\text{HCl}$  0.10 M ajustado a pH 2 con  $\text{HNO}_3$  al residuo resultante y se agita 16 horas. En este paso se extraen principalmente las formas ligadas a óxidos de hierro y manganeso (frac-

ción reducible). En el tercer paso se extraen las formas ligadas a materia orgánica y sulfuros (fracción oxidable). Para ello el residuo resultante del paso anterior se ataca el con  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% y se lleva a sequedad, tras lo cual se hace una extracción con  $\text{NH}_4\text{OAc}$  ajustado a pH 5,0 con HOAC durante 16 h para evitar la re-adsorción de los metales extraídos sobre el residuo oxidado. Finalmente, la fracción residual (metales ligados a silicatos) se extrajo usando agua regia (Shuman, 1979). Los metales se analizaron en todos los extractos filtrados por espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito. Todos los análisis de suelo se realizaron por duplicado.

#### Acumulación de metales en plantas

Las plantas, recogidas después de 24 semanas de crecimiento, se dividieron en raíz, tallo y hojas, se lavaron, se secaron a 60 °C, se pesaron y molieron. Las muestras vegetales se digirieron con  $\text{HNO}_3\text{+HCl}$  y se determinó la concentración de Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn, como antes.

#### Análisis estadístico

Las diferencias de biomasa vegetal y concentración metálica fueron evaluadas con un análisis ANOVA. Se hizo una transformación logarítmica de los datos, cuando fue necesario, para obtener homogeneidad de la varianza. Para detectar cambios significativos en el suelo antes y después de las 24 semanas de experimento se aplicó el test t de Student.

## RESULTADOS

#### Caracterización de los suelos de mina

En la tabla 1 se recogen las características físico-químicas de los suelos de mina (SM) utilizados para el ensayo. Los dos suelos son fuertemente ácidos, el  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  oscila entre 3,7 y 4,3 y el  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  entre 3,3 y 3,4. Sus contenidos en materia orgánica ( $\%C < 0,5$ ),

TABLA 1. Valores medios ( $\pm$  error típico) de distintas propiedades de los dos suelos de mina utilizados en este estudio (SM1 y SM2).

	SM1	SM2
pH <sub>H2O</sub> <sup>†</sup>	3,7 $\pm$ 0,0	4,3 $\pm$ 0,2
pH <sub>KCl</sub> <sup>‡</sup>	3,3 $\pm$ 0,0	3,4 $\pm$ 0,1
P <sub>olsen</sub> ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	9,7 $\pm$ 0,7	1,4 $\pm$ 0,3
C orgánico (%)	0,29 $\pm$ 0,01	0,29 $\pm$ 0,05
S (%)	0,08 $\pm$ 0,01	0,67 $\pm$ 0,01
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	3,3 $\pm$ 0,1	7,5 $\pm$ 0,2
Co total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	20,3 $\pm$ 1,1	18,7 $\pm$ 1,3
Cr total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	282,8 $\pm$ 1,1	263,2 $\pm$ 1,5
Cu total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	9,2 $\pm$ 0,2	263,5 $\pm$ 18,4
Mn total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	328,3 $\pm$ 3,7	151,0 $\pm$ 4,9
Ni total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	47,0 $\pm$ 0,7	33,7 $\pm$ 0,7
Pb total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	25,5 $\pm$ 0,2	1433,3 $\pm$ 33,3
Zn total ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	93,7 $\pm$ 1,6	376,5 $\pm$ 16,5

<sup>†</sup>, suelo : agua 1:2,5; <sup>‡</sup>, suelo : KCl 0,1M 1:2,5

capacidad de intercambio catiónico (CEC < 10 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) y fósforo disponible (P<sub>olsen</sub> < 10  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) son considerablemente bajos. Los principales contaminantes metálicos son Cu (264  $\mu\text{g g}^{-1}$  en SM2), Cr (263-283  $\mu\text{g g}^{-1}$  en SM1 y SM2), Pb (1433  $\mu\text{g g}^{-1}$  en SM2) y Zn (377  $\mu\text{g g}^{-1}$  en SM2). Las concentraciones totales de Cr eran similares en los dos suelos, mientras que las concentraciones de Cu, Pb y Zn eran 29, 56 y 4 veces, respectivamente, mayores en el suelo SM2 que en SM1 (Tabla 1). En concordancia, las cantidades de Cu, Pb y Zn extraídos con los reactivos M3, NH<sub>4</sub>Cl y, generalmente, EDTA eran significativamente mayores en SM2 que en SM1 (Tabla 2). Igualmente, Cu y Zn en la disolución del suelo eran significativamente mayores en SM2 que en SM1: en SM2 se obtuvieron concentraciones medias de 1200  $\mu\text{M}$  de Cu y 1100  $\mu\text{M}$  de Zn, mientras que en la disolución del suelo de SM1 eran < 5  $\mu\text{M}$ . En el caso de Co, Cr, Cu y Pb, las concentraciones biodisponibles (EDTA, M3 y NH<sub>4</sub>Cl) eran similares en los dos suelos. Los reactivos M3 y NH<sub>4</sub>Cl extrajeron en el suelo SM2 hasta 4 y 5 veces más Mn y Zn, respectivamente, que el EDTA. Por el contrario, el EDTA extrajo en el suelo SM1 hasta 4 y 9 veces más Mn y

Ni, respectivamente que los otros dos extractantes simples (Tabla 2).

En la figura 1 se presenta el fraccionamiento metálico, obtenido por extracción secuencial, de ambos suelos. En los dos suelos la fase geoquímica mayoritaria de Cr, Mn, Ni, Pb y Zn era la fracción residual, que representaba más del 90% en SM1 y entre el 70 y el 90% del metal total en SM2. En la fracción oxidable se encontraban proporciones importantes (10-30% del total) de Co (SM1), Cu (SM1 y SM2), Mn (SM2) y Zn (SM2). En los dos suelos la fracción extraída en ácido representaba < 5 % del total, con la excepción de Cu (12 % en SM1) y Mn (11 % en SM2).

#### Producción de biomasa en maceta

Sin enmienda, los dos suelos de mina resultaban letales para *A. serpyllifolium*; las plantas morían a los pocos días de ser transplantadas en los sustratos SM1/Con y SM2/Con. Adicionalmente, *A. serpyllifolium* tampoco sobrevivía en el suelo SM2/NPK, por lo que sólo se presentan los resultados de los tres sustratos restantes: SM1/Ca, SM1/NPK y SM2/Ca. En estos tres casos, el peso seco de hoja oscilaba entre 34 mg y 611

TABLA 2. Valores medios de la concentración de metales ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ,  $\pm$  error típico) extraídos con los reactivos Mehlich 3 (M3),  $\text{NH}_4\text{Cl}$  y EDTA en los dos suelos de mina utilizados en este estudio (SM1 y SM2).

	SM1	SM2
<i>Extraídos con M3 (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</i>		
Co	n.d.	n.d.
Cr	$4,0 \pm 0,2$	$3,0 \pm 0,2$
Cu	$0,7 \pm 0,0$	$10,7 \pm 0,2$
Mn	$7,8 \pm 0,2$	$10,1 \pm 0,1$
Ni	$0,3 \pm 0,0$	$0,4 \pm 0,0$
Pb	n.d.	$116,7 \pm 17,6$
Zn	$0,7 \pm 0,0$	$11,3 \pm 0,3$
<i>Extraídos con <math>\text{NH}_4\text{Cl}</math> (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</i>		
Co	$0,1 \pm 0,0$	$0,2 \pm 0,0$
Cr	n.d.	n.d.
Cu	$0,5 \pm 0,0$	$2,2 \pm 0,0$
Mn	$3,7 \pm 0,2$	$8,2 \pm 0,2$
Ni	$0,6 \pm 0,1$	$1,1 \pm 0,0$
Pb	$0,1 \pm 0,0$	$55,8 \pm 1,9$
Zn	$0,4 \pm 0,0$	$8,9 \pm 0,1$
<i>Extraídos con EDTA (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</i>		
Co	$0,7 \pm 0,1$	$0,8 \pm 0,0$
Cr	$0,7 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,0$
Cu	$1,8 \pm 0,5$	$6,5 \pm 0,5$
Mn	$20,9 \pm 6,8$	$2,8 \pm 0,2$
Ni	$1,9 \pm 0,2$	n.d.
Pb	$3,6 \pm 0,1$	$161,3 \pm 10,5$
Zn	$1,4 \pm 0,5$	$1,9 \pm 0,4$

n.d., no detectable:  $< 0,01 \mu\text{g g}^{-1}$  de Co, Cr, Pb y  $< 0,03 \mu\text{g g}^{-1}$  de Ni

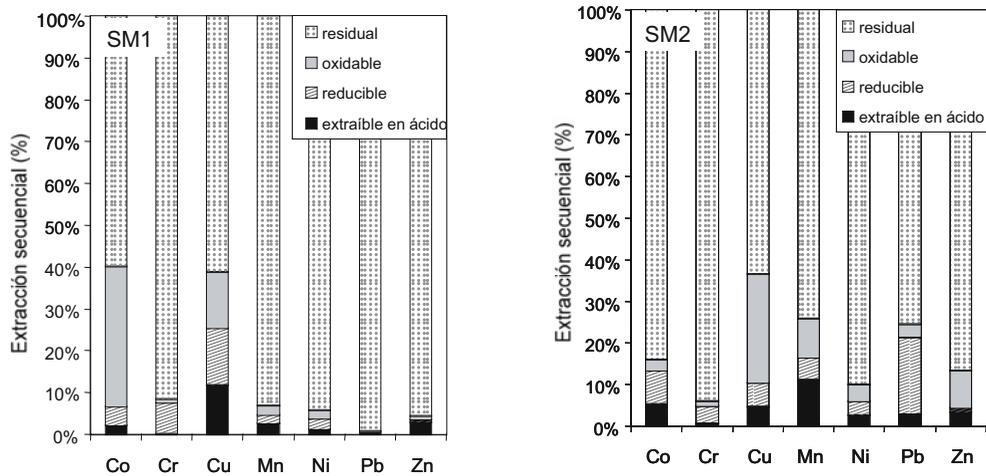


FIGURA 1. Extracción secuencial de metales pesados en los suelos de mina SM1 y SM2

mg por maceta (Tabla 3), siendo las plantas desarrolladas en SM2/Ca las que daban los menores rendimientos. La fertilización con NPK producía un aumento significativo de la biomasa aérea en el suelo (Tabla 3): el peso seco de hoja en las plantas de SM1/NPK era hasta 10 veces mayor que el de las plantas desarrolladas en SM1/Ca ( $P < 0.001$ ). Por el contrario, el crecimiento de las raíces no seguía el mismo patrón; el peso de las raíces SM1/NPK era hasta 7 veces menor que en SM1/Ca ( $P < 0.001$ ). La relación raíz/hoja (en peso seco) de las plantas del sustrato SM1/Ca era 10 veces mayor que en SM1/NPK ( $P < 0.001$ ).

#### Extracción de metales por *A. serpyllifolium* desarrolladas en los suelos de mina

La concentración total de Mn, Ni y Zn en las hojas de *A. serpyllifolium* descendía de la siguiente forma: SM2/Ca > SM1/Ca > SM1/NPK (Tabla 3). Se encontraron concentraciones de hasta 360  $\mu\text{g Mn g}^{-1}$ , 187  $\mu\text{g Ni g}^{-1}$  y

405  $\mu\text{g Zn g}^{-1}$  en ejemplares desarrollados en SM2/Ca. Adicionalmente, *A. serpyllifolium* transportaba de forma efectiva estos metales a sus hojas en los tres sustratos. En las plantas de SM2/Ca se obtuvieron relaciones  $\text{Ni}_{\text{HOJA}}/\text{Ni}_{\text{RAIZ}}$  de 13. Esta relación descendía sustancialmente en el suelo SM1 ( $\text{Ni}_{\text{HOJA}}/\text{Ni}_{\text{RAIZ}} = 4$  en SM1/Ca), y aún más después de la fertilización ( $\text{Ni}_{\text{HOJA}}/\text{Ni}_{\text{RAIZ}} = 2$  en SM1/NPK). En los tres sustratos también se encontraron altas relaciones  $\text{Mn}_{\text{HOJA}}/\text{Mn}_{\text{RAIZ}}$  (2-4.3) y el transporte era más efectivo en SM1/Ca que en SM1/NPK. La relación hoja/raíz seguía un patrón similar para el Zn ( $\text{Zn}_{\text{HOJA}}/\text{Zn}_{\text{RAIZ}}$ ), pero el transporte hacia las hojas era menos eficiente que para el Ni o el Mn: SM2/Ca (1.8) > SM1/Ca (1.1) > SM1/NPK (0.9). Los factores de bioacumulación de Ni y Zn (FB, concentración de metal en hojas/concentración extraída con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  en suelo) eran significativamente mayores en SM2 que en SM1, mientras que el FB del Mn era significativamente mayor en SM1 (Tabla 4).

TABLA 3. Valores de materia seca (MS, g  $\pm$  error típico) y concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de metales en hoja y raíz de *A. serpyllifolium* después de 24 semanas de crecimiento en las macetas.

Sustrato		MS	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
		g				$\mu\text{g g}^{-1}$			
SM2/Ca	hojas	33,5 $\pm$ 10,6	12,1 $\pm$ 8,1	18,1 $\pm$ 0,0	40,9 $\pm$ 5,8	281,3 $\pm$ 49,3	136,4 $\pm$ 34,2	135,6 $\pm$ 50,5	368,8 $\pm$ 27,7
	raíz	5,2 $\pm$ 1,3	4,0 $\pm$ 4,0	25,6 $\pm$ 0,0	56,9 $\pm$ 7,1	94,0 $\pm$ 15,7	10,8 $\pm$ 9,3	650,3 $\pm$ 138,5	208,9 $\pm$ 13,2
SM1/Ca	hojas	69,8 $\pm$ 11,8	1,3 $\pm$ 0,8	14,7 $\pm$ 7,3	17,2 $\pm$ 4,2	233,8 $\pm$ 48,3	106,1 $\pm$ 24,1	35,3 $\pm$ 3,9	79,0 $\pm$ 10,0
	raíz	27,3 $\pm$ 4,6	30,4 $\pm$ 12,9	29,6 $\pm$ 0,6	25,2 $\pm$ 11,9	54,7 $\pm$ 1,5	26,1 $\pm$ 5,7	25,1 $\pm$ 3,9	74,1 $\pm$ 9,3
SM1/NPK	hojas	611,2 $\pm$ 65,4	10,3 $\pm$ 4,2	12,4 $\pm$ 4,5	8,7 $\pm$ 1,9	208,7 $\pm$ 38,6	67,3 $\pm$ 16,0	17,9 $\pm$ 5,5	31,7 $\pm$ 4,5
	raíz	3,9 $\pm$ 0,8	10,2 $\pm$ 8,1	94,3 $\pm$ 58,8	17,8 $\pm$ 8,2	100,7 $\pm$ 35,9	30,0 $\pm$ 2,5	15,5 $\pm$ 2,7	35,8 $\pm$ 6,0

TABLA 4. Factores de bioacumulación (FB) para Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en *Alyssum serpyllifolium*.  $\text{FB} = [\text{metal}]_{\text{HOJA}}/[\text{metal}]_{\text{SUELO}}$ , siendo  $[\text{metal}]_{\text{HOJA}}$  la concentración media del metal en las hojas de *A. serpyllifolium* y  $[\text{metal}]_{\text{SUELO}}$  la concentración de metal extraído con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  en el suelo a tiempo cero.

Sustrato	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
SM2/Ca	666	28	125	38	743	1003	132
SM1/Ca	40	26	38	132	130	2062	8
SM1/NPK	279	16	45	186	219	1788	3

TABLA 5. Extracción total media de metales por *Alyssum serpyllifolium* ( $\mu\text{g planta}^{-1}$ ) para Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en los diferentes sustratos.

Sustrato	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
SM2/Ca	0,6	0,6	1,7	8,7	6,0	3,3	12,3
SM1/Ca	0,1	0,8	1,1	12,2	6,9	2,5	5,3
SM1/NPK	6,4	7,6	9,7	129,6	41,1	11,1	27,5

*A. serpyllifolium* también transportaba Co a su parte aérea en SM2/Ca: el valor medio de la relación  $\text{Co}_{\text{HOJA}}/\text{Co}_{\text{RAIZ}}$  era de 3 en estas plantas. Aunque la concentración de Co en hoja era baja en todos los casos ( $\leq 20 \mu\text{g g}^{-1}$ ), las mayores concentraciones se encontraron en las plantas desarrolladas en este sustrato. Por el contrario, en los suelos SM1 la concentración de Co en raíz tendía a ser mayor que en hojas, hecho particularmente marcado en el tratamiento SM1/Ca, donde la concentración de Co en raíz era 30 veces mayor que en hoja (Tabla 3). Los valores de FB en SM2/Ca eran entre 2 y 16 veces mayores que en SM1/Ca o SM1/NPK (Tabla 4).

El transporte de Cr, Cu o Pb hacia la biomasa aérea estaba restringido en *Alyssum serpyllifolium*. En SM2/Ca la concentración de estos metales en hoja era más baja que en raíz y, por tanto, la relación hoja/raíz correspondiente era siempre  $<1$  (Tabla 3). A pesar de la gran desviación de la media, la mayor concentración de Cr en raíz tendía a encontrarse en plantas desarrolladas en SM2/NPK (en un individuo se obtuvo  $158 \mu\text{g Cr g}^{-1}$ ). Sin embargo, no había diferencias significativas entre suelos para la concentración de Cr en hoja ( $15 - 20 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Las mayores concentraciones de Cu y Pb en hoja (hasta  $47 \mu\text{g Cu g}^{-1}$  y  $190 \mu\text{g Pb g}^{-1}$ ) se encontraron en las plantas desarrolladas en SM2/Ca y, en este suelo, los valores de FB de Cu era hasta 3 veces mayores que en SM1 (Tabla 4). En un ejemplar de *A. serpyllifolium* desarrollado en SM2/Ca se encontró una concentración de  $187 \mu\text{g Cu g}^{-1}$  en hojas. Aunque la concentración total era muy baja (siempre  $< 40 \mu\text{g g}^{-1}$ ), en las plantas desarrolladas en SM1 (SM1/Ca y SM1/NPK) la concentración de Pb en hoja

era mayor que en raíz (Tabla 3) y el FB de Pb era el doble del obtenido en las plantas desarrolladas en SM2 (Tabla 4).

La cantidad total de metal extraído del suelo por la planta (*rendimiento metálico de la planta*), calculada a partir del producto biomasa (g) x concentración metálica ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ), descendía en el orden SM1/NPK > SM2/Ca > SM1/Ca, con la excepción de Mn y Ni, para los que las plantas desarrolladas en SM1/Ca tenían un mayor rendimiento que en SM2/Ca (Tabla 5). El rendimiento metálico ( $\mu\text{g}$ ) era hasta 60 veces (Co), 13 veces (Cr), 9 veces (Cu), 15 veces (Mn), 7 veces (Ni), 4 veces (Pb) y 5 veces (Zn) mayor para las plantas desarrolladas en el suelo SM1/NPK que para las de los suelos SM1/Ca y SM2/Ca.

#### **Biodisponibilidades y fraccionamiento metálico en suelo después del crecimiento de *A. serpyllifolium***

En las Tablas 6, 7 and 8 se presentan las concentraciones de metales extraídos con EDTA, M3 y  $\text{NH}_4\text{Cl}$  en el suelo (suelo no rizosférico, NR) antes ( $t_0$ ) y después ( $t_{24}$ ) del crecimiento de *A. serpyllifolium*. En la tabla 7 también se muestra la concentración de metales extraídos con M3 en el suelo de la rizosfera (R) después de la cosecha de las plantas. La concentración de los metales biodisponibles (particularmente los extraídos con EDTA y  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) era, generalmente, más baja después del crecimiento de *A. serpyllifolium*, y esto era más marcado en los suelos SM1. Por ejemplo, el valor medio de Mn extraído por EDTA, M3 y  $\text{NH}_4\text{Cl}$  descendía entre el 3 y el 98 % en SM1/Ca y entre el 13 y el 96 % en SM1/NPK, encontrándose los menores descensos con el extractante M3. Por el contra-

TABLA 6. Concentración media ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de metales extraídos con EDTA en el suelo antes ( $t_0$ ) y después ( $t_{24}$ ) del crecimiento de *A. serpyllifolium*. También se da el valor medio relativo (%) de descenso/aumento (-/+ ) de las concentraciones metálicas. Cuando el descenso/aumento (-/+) es significativo se indica con un asterisco (\*,  $P < 0,05$ ; \*\*,  $P < 0,01$ ; \*\*\*,  $P < 0,001$ ).

	SM2/Ca			SM 1/Ca			SM1/NPK		
	Concentración a $t_0$	Concentración a $t_{24}$	+/- (%)	Concentración a $t_0$	Concentración a $t_{24}$	+/- (%)	Concentración a $t_0$	Concentración a $t_{24}$	+/- (%)
Co	0,8 $\pm$ 0,0	0,7 $\pm$ 0,1	- 3	0,7 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,0	- 18	0,8 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,0	- 29*
Cr	0,6 $\pm$ 0,0	0,7 $\pm$ 0,0	+ 17	0,7 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,0	0	0,6 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,0	+ 17
Cu	6,5 $\pm$ 0,5	5,8 $\pm$ 0,2	- 11	1,8 $\pm$ 0,5	0,6 $\pm$ 0,0	- 67*	1,8 $\pm$ 0,6	0,7 $\pm$ 0,0	- 61*
Mn	2,8 $\pm$ 0,2	3,3 $\pm$ 0,1	+ 18	20,9 $\pm$ 6,8	1,2 $\pm$ 0,1	- 94*	17,0 $\pm$ 7,1	2,0 $\pm$ 0,2	- 88*
Ni <sup>‡</sup>	< 1,0	< 1,0	n.d.	1,9 $\pm$ 0,2	< 1,0	- $\leq$ 47	1,8 $\pm$ 0,0	< 1,0	- $\leq$ 44
Pb	161,3 $\pm$ 10,5	110,8 $\pm$ 4,7	- 31**	3,6 $\pm$ 0,1	2,9 $\pm$ 0,0	- 19***	3,0 $\pm$ 0,0	2,5 $\pm$ 0,0	- 17***
Zn	1,9 $\pm$ 0,4	2,2 $\pm$ 0,5	+ 16	1,4 $\pm$ 0,4	0,6 $\pm$ 0,1	- 57*	1,3 $\pm$ 0,5	0,9 $\pm$ 0,2	- 31

‡, límite de detección para el Ni, 1,0  $\mu\text{g g}^{-1}$ ; n.d., no hay dato disponible.

rio, el Mn biodisponible era mayor después del crecimiento vegetal en el suelo SM2/Ca, aunque las diferencias no eran siempre estadísticamente significativas. En el caso del Zn se observaba un patrón similar; después del crecimiento de las plantas el  $Zn_{EDTA}$  descendía SM1/Ca y SM1/NPK, y tendía a aumentar en SM2/Ca (Tabla 6). Mientras, la concentración de  $Zn_{M3}$  aumentaba en los tres suelos y era hasta 2,5 veces mayor después del crecimiento de las plantas (Tabla 7). Las concentraciones de Co, Cr, Cu, Ni y Pb biodisponible eran significativamente menores ( $P < 0,05$ ) en los tres sustratos después del crecimiento de las plantas (Tablas 6 a 8). Las reducciones de Co, Cr y Cu eran mayores en suelo SM1 (18-88 % de Co, 45-67 % de Cr y 61-69 % de Cu) que en el suelo SM2 (3 % de Co, 29 % de Cr y 11-15 % de Cu), mientras que ocurría lo contrario para el Pb (Tabla 6). La concentración de  $Ni_{EDTA}$  en el suelo SM1 oscilaba entre 1,8 y 1,9  $\mu\text{g g}^{-1}$  antes del crecimiento de las plantas, y descendía a valores < 1  $\mu\text{g g}^{-1}$  (mínimo detectable) después del crecimiento de *A. serpyllifolium*, lo que representa una reducción de al menos un 44-47 %. En los tres sustratos se encontraron severas reducciones de  $Ni_{NH_4Cl}$  (94-98 %), mientras que no se observaron cambios para  $Ni_{M3}$ .

Por otra parte, en el suelo rizosférico se apreció un incremento significativo de Ni, Pb y Zn extraídos con M3, tanto en SM1 como en SM2 (sólo Ni y Pb)(Tabla 7). La concentración de  $Zn_{M3}$  y  $Ni_{M3}$  era mayor en la rizosfera de SM1/NPK que en la de SM1/Ca (aproximadamente 80 y 30 %, respectivamente). En los extractos M3 del suelo no rizosférico de SM1/Ca y SM1/NPK no se detectaba Pb, mientras que se obtuvieron valores de hasta 5  $\mu\text{g g}^{-1}$  en el suelo de la rizosfera. Además, se encontró un aumento de hasta 40  $\mu\text{g Pb g}^{-1}$  en la rizosfera de las plantas desarrolladas en SM2/Ca.

Los cambios observados en el fraccionamiento metálico tras el crecimiento de *A. serpyllifolium* se muestran en la Tabla 9. En SM1/Ca y SM1/NPK, había una reducción de la fracción extraíble en ácido de Cr ( $P < 0,001$ ), Cu (no significativamente), Mn ( $P < 0,001$ ), Ni ( $P < 0,001$ , sólo en SM1/Ca) y Zn ( $P < 0,001$ ). En SM2/Ca se reducía el Pb extraíble en ácido ( $P < 0,05$ ), pero la concentración de Co, Mn, Ni y Zn de esta fracción aumentaba tras el crecimiento de las plantas (aunque este incremento no era significativo para el Ni). En este suelo también se observaba un incremento en la fracción reducible de Co, Cu, Mn, Ni y Zn después del crecimiento

TABLA 7. Concentración media ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de los metales extraídos con el reactivo Mehlich 3 (M3) en el suelo no rizoférico (NR) antes ( $t_0$ ) y después ( $t_{24}$ ) del crecimiento de *A. serpyllifolium* y concentración de los metales extraídos con M3 en la rizosfera (R, a  $t_{24}$ ). También se da el valor medio relativo (%) de aumento/descenso (-/+ ) de la concentración metálica del suelo NR a  $t_{24}$  comparado con  $t_0$  y del suelo R comparado con el suelo NR a  $t_{24}$ . Cuando el descenso/aumento (-/+) es significativo se indica con un asterisco (\*,  $P < 0,05$ ; \*\*,  $P < 0,01$ ; \*\*\*,  $P < 0,001$ ).

	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb‡	Zn
Concentración a $t_0$	3,3 $\pm$ 0,0	5,4 $\pm$ 0,1	4,2 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,0	63,3 $\pm$ 6,7	4,0 $\pm$ 0,0
Concentración a $t_{24}$	0,7 $\pm$ 0,0	6,1 $\pm$ 0,3	5,9 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,0	54,8 $\pm$ 2,3	5,1 $\pm$ 0,6
SM2/Ca +/- ( $t_{24}$ comparado con $t_0$ , %)	<b>- 79***</b>	<b>+ 13</b>	<b>+ 41***</b>	<b>0</b>	<b>- 13</b>	<b>+ 28</b>
Concentración en rizosfera (a $t_{24}$ )	0,9 $\pm$ 0,1	6,0 $\pm$ 0,2	5,8 $\pm$ 0,0	0,3 $\pm$ 0,0	92,5 $\pm$ 4,9	4,9 $\pm$ 0,4
+/- (R comparado con NR a $t_{24}$ , %)	<b>+ 29*</b>	<b>- 2</b>	<b>- 2</b>	<b>+ 50***</b>	<b>+ 69*</b>	<b>- 4</b>
Concentración a $t_0$	3,2 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,0	3,5 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,0	< 1,0	0,7 $\pm$ 0,0
Concentración a $t_{24}$	0,6 $\pm$ 0,0	0,9 $\pm$ 0,2	3,4 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,0	< 1,0	1,4 $\pm$ 0,1
SM1/Ca +/- ( $t_{24}$ comparado con $t_0$ , %)	<b>- 81***</b>	<b>+ 80**</b>	<b>- 3</b>	<b>0</b>	<b>n.d.</b>	<b>+ 100***</b>
Concentración en rizosfera (a $t_{24}$ )	0,6 $\pm$ 0,0	n.d.	2,8 $\pm$ 0,5	0,4 $\pm$ 0,1	2,4 $\pm$ 0,2	2,4 $\pm$ 0,3
+/- (R comparado con NR a $t_{24}$ , %)	<b>0</b>	<b>n.d.</b>	<b>- 18*</b>	<b>+ 100</b>	<b>+ <math>\geq</math> 140</b>	<b>+ 71**</b>
Concentración a $t_0$	4,0 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,0	3,8 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,0	< 1,0	0,8 $\pm$ 0,0
Concentración a $t_{24}$	0,9 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,1	3,3 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,0	< 1,0	1,9 $\pm$ 0,3
SM1/NPK +/- ( $t_{24}$ comparado con $t_0$ , %)	<b>- 78***</b>	<b>0</b>	<b>- 13</b>	<b>0</b>	<b>n.d.</b>	<b>+ 138*</b>
Concentración en rizosfera (a $t_{24}$ )	0,9 $\pm$ 0,1	n.d.	2,5 $\pm$ 0,0	0,6 $\pm$ 0,2	3,2 $\pm$ 0,2	14,5 $\pm$ 5,4
+/- (R comparado con NR a $t_{24}$ , %)	<b>0</b>	<b>n.d.</b>	<b>- 24*</b>	<b>+ 200</b>	<b>+ <math>\geq</math> 220</b>	<b>+ 663*</b>

‡, límite de detección de Pb, 1,0  $\mu\text{g g}^{-1}$ ; n.d., no hay dato.

TABLA 8. Concentración media de metales extraídos con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en el suelo antes ( $t_0$ ) y después ( $t_{24}$ ) del crecimiento de *A. serpyllifolium*. También se da el valor medio relativo (%) de descenso/aumento (-/+) de las concentraciones metálicas. Cuando el descenso/aumento (-/+) es significativo se indica con un asterisco (\*,  $P < 0,05$ ; \*\*,  $P < 0,01$ ; \*\*\*,  $P < 0,001$ ).

	SM2/Ca			SM1/Ca			SM1/NPK		
	Concentración a $t_0$	Concentración a $t_{24}$	+/- (%)	Concentración a $t_0$	Concentración a $t_{24}$	+/- (%)	Concentración a $t_0$	Concentración a $t_{24}$	+/- (%)
Co	0,03 $\pm$ 0,00	0,04 $\pm$ 0,01	<b>+ 33</b>	0,08 $\pm$ 0,02	0,01 $\pm$ 0,00	<b>- 88*</b>	0,05 $\pm$ 0,02	0,02 $\pm$ 0,01	<b>- 60</b>
Cr	0,34 $\pm$ 0,20	0,24 $\pm$ 0,11	<b>- 29</b>	0,31 $\pm$ 0,08	0,17 $\pm$ 0,04	<b>- 45*</b>	0,36 $\pm$ 0,10	0,12 $\pm$ 0,03	<b>- 67*</b>
Cu	0,62 $\pm$ 0,00	0,53 $\pm$ 0,20	<b>- 15**</b>	0,65 $\pm$ 0,30	0,20 $\pm$ 0,01	<b>- 69</b>	0,53 $\pm$ 0,21	0,18 $\pm$ 0,05	<b>- 66</b>
Mn‡	0,30 $\pm$ 0,09	0,81 $\pm$ 0,22	<b>+ 170*</b>	1,79 $\pm$ 0,06	< 0,03	<b>- <math>\leq</math> 98</b>	1,15 $\pm$ 0,09	0,05 $\pm$ 0,05	<b>- 96***</b>
Ni‡	1,10 $\pm$ 0,00	< 0,03	<b>- <math>\leq</math> 97</b>	0,80 $\pm$ 0,10	0,04 $\pm$ 0,00	<b>- 98***</b>	0,48 $\pm$ 0,20	< 0,03	<b>- 94*</b>
Pb	0,14 $\pm$ 0,03	0,11 $\pm$ 0,04	<b>- 21</b>	0,02 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,00	<b>- 50</b>	0,14 $\pm$ 0,02	0,11 $\pm$ 0,04	<b>- 21</b>

‡, límite de detección, 0,03  $\mu\text{g g}^{-1}$ ; n.d., no hay dato

TABLA 9. Valor medio relativo (%) del descenso/aumento (-/+ de la concentración de metales ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en extracciones secuenciales de los sustratos SM2/Ca, SM1/Ca y SM1/NPK después de 24 semanas de crecimiento de *A. serpyllifolium*. El descenso/aumento (-/+) fue calculado por diferencia entre la cantidad de metales en las distintas fracciones del suelo antes de la plantación y después de la cosecha ( $t_0 - t_{24}$ ). Cuando el descenso/aumento (-/+) es significativo se indica con un asterisco (\*,  $P < 0,05$ ; \*\*,  $P < 0,01$ ; \*\*\*,  $P < 0,001$ ).

Fracción	Media relativa de descenso (-)/ aumento (+)						
	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>MS2/Ca</b>							
Extraíble en ácido	+ 63***	- 17	- 3	+ 37***	+ 18	- 18*	+ 41***
Reducible	+ 39*	- 36*	+ 31***	+ 68*	+ 23*	- 6	+ 40**
Oxidable	- 42	- 70***	- 57***	n.c.	- 19	- 28*	- 23**
Residual	- 9	n.c.	n.c.	- 18**	- 21**	- 4*	- 9
<b>MS1/Ca</b>							
Extraíble en ácido	- 85*	- 79***	- 69	- 100***	- 91***	n.c.	- 81***
Reducible	- 78**	- 42**	- 87***	- 57***	- 97***	- 85***	- 100***
Oxidable	n.c.	+ 37***	- 78***	- 39***	- 96***	- 100***	- 95***
Residual	- 6	- 12	- 22*	- 13	- 1	n.c.	- 16*
<b>MS1/NPK</b>							
Extraíble en ácido	n.c.	- 74**	- 66	- 96***	- 75	n.c.	- 88***
Reducible	- 86***	- 16*	- 91***	- 67***	- 97***	- 83**	- 100***
Oxidable	n.c.	- 35**	- 18	- 39**	- 96***	n.c.	- 93***
Residual	n.c.	- 28***	- 10**	n.c.	- 2**	- 23*	- 28***

n.c., no hay cambio.

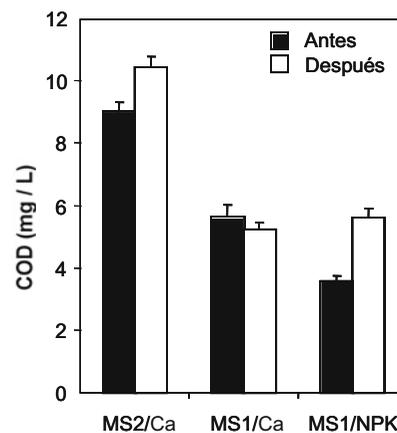
de *A. serpyllifolium* ( $P < 0.05$ ), mientras que el Pb reducible tendía a descender. En SM1/Ca y SM1/NPK se encontró una reducción significativa ( $P < 0.01$ ) de la fracción reducible de todos los metales y en los tres sustratos eran frecuentes también las reducciones en las fracciones oxidable y residual ( $P < 0.05$ ). Las mayores reducciones en la fracción residual fueron encontradas para el Cu (SM1/Ca y SM1/NPK), Cr (SM1/NPK), Mn (SM1/Ca y SM2/Ca), Ni (SM2/Ca), Pb (SM1/NPK) y Zn (SM1/Ca, SM1/NPK y SM2/Ca).

#### Cambios en el pH del suelo y carbono orgánico disuelto después del crecimiento de *A. serpyllifolium*

Después del crecimiento de *A. serpyllifolium* se encontró un aumento significativo ( $P < 0.05$ ) del pH del suelo en SM1/Ca (el valor medio de  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  aumentaba de 6.0 a 6.9) y SM2/Ca (de 6.3 a 6.6), pero no había diferencias significativas en SM1/NPK (el valor medio de pH era 6.3).

El carbono orgánico disuelto (COD) era bajo en los dos suelos de mina, con concentraciones entre 4 y 12  $\text{mg L}^{-1}$ , pero había un incremento significativo en SM2/Ca y SM1/NPK después del crecimiento de *A. serpyllifolium* (Figura 2).

FIGURA 2. Carbono orgánico disuelto (COD en  $\text{mg L}^{-1}$ ) en los suelos de mina antes y después del crecimiento de *Alyssum serpyllifolium*.



## DISCUSIÓN

Los contenidos totales de Ni, Pb y Zn del suelo MS1 son próximos a los máximos recomendados en la legislación española para suelos agrícolas que pueden ser enmendados con lodos de depuradora ( $30 \mu\text{g Ni g}^{-1}$ ,  $50 \mu\text{g Pb g}^{-1}$  y  $150 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH} < 7$ , R.D. 1310, 1990) y están por debajo de los límites establecidos por la UE para suelos agrícolas ( $70 \mu\text{g Ni g}^{-1}$ ,  $300 \mu\text{g Pb g}^{-1}$  y  $300 \mu\text{g Zn g}^{-1}$ , EU, 1986). Las concentraciones de Cu, Pb, y Zn en el suelo MS2 eran 2, 5 y 1,3 veces los máximos de la UE, y 5, 29 y 2,5 veces los máximos de la legislación española (los límites español y europeos para Cu son  $140 \mu\text{g g}^{-1}$  y  $50 \mu\text{g g}^{-1}$ , respectivamente). La concentración de Cr en MS1 y MS2 era de 2.8 y 2.6 veces, respectivamente, el límite español ( $>100 \mu\text{g Cr g}^{-1}$ ). El patrón de los contaminantes metálicos en los dos suelos influía significativamente sobre el crecimiento de *A. serpyllifolium*. La reducción de la biomasa observada en el suelo MS2, comparada con la del suelo MS1, se debió probablemente al efecto fitotóxico del Cu (Ebbs y Kochian, 1997). En la disolución del suelo MS2 se encontraron concentraciones de hasta  $1200 \mu\text{M}$ , comparadas con  $5 \mu\text{M}$  en MS1, y en esta fase el Cu podría estar en forma fácilmente disponible para la absorción vegetal. De forma similar, Lombi *et al.* (2001) y Dahmani-Muller *et al.* (2001) concluyeron que el Cu era fitotóxico para *T. caerulea* y *Arabidopsis halleri*, respectivamente.

En el ensayo aquí presentado, *Alyssum serpyllifolium* no toleraba, absorbía y translocaba todos los metales de la misma forma. El contenido de Ni en las hojas de *A. serpyllifolium* oscilaba entre  $33$  y  $188 \mu\text{g g}^{-1}$ , valores sensiblemente menores que el valor de  $1000 \mu\text{g g}^{-1}$  utilizado por Baker *et al.* (2000) para definir la hiperacumulación de Ni. Sin embargo, el contenido de Ni en los suelos de mina de este estudio eran bajos ( $34\text{-}47 \mu\text{g g}^{-1}$ ), notablemente menores que

los encontrados en los suelos naturales de donde procede *A. serpyllifolium* (hasta  $3000 \mu\text{g g}^{-1}$ ; Diez *et al.*, 2002). Adicionalmente, el Ni se encontraba principalmente en la fracción residual y las concentraciones de Ni extraído por EDTA, M3 y  $\text{NH}_4\text{Cl}$  generalmente eran  $< 1 \mu\text{g g}^{-1}$  (EDTA) o  $< 0.5 \mu\text{g g}^{-1}$  (M3 y  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ). *Alyssum serpyllifolium* puede tener una mayor exigencia de Ni que las plantas normales, como se ha demostrado para otras hiperacumuladoras de Ni, como *Alyssum bertolonii*, *Alyssum lesbiacum* y *Thlaspi goesingense* (Küpper *et al.*, 2001). El aumento de COD y de  $\text{Ni}_{\text{M3}}$  en la rizosfera, así como la reducción en todas las fracciones BCR de Ni, sugieren que *A. serpyllifolium* moviliza Ni del suelo para aumentar su absorción. Estas tendencias no tienen por qué manifestarse en suelos con mayores concentraciones de Ni biodisponible. Como rasgo característico de las hiperacumuladoras, *A. serpyllifolium* mostraba acumulación de Ni en su biomasa aérea ( $\text{Ni}_{\text{HOJA}}/\text{Ni}_{\text{RAIZ}}$  hasta 13). Este rasgo estaba particularmente marcado en el suelo MS2 en el que  $\text{Ni}_{\text{HOJA}}/\text{Ni}_{\text{RAIZ}}$  y la concentración de Ni en hojas tendía a ser mayor. Además del Ni, *A. serpyllifolium* también translocaba Mn y Zn a su biomasa aérea. La relación  $\text{Mn}_{\text{HOJA}}/\text{Mn}_{\text{RAIZ}}$  era mayor en plantas desarrolladas en MS1/Ca que en MS2/Ca, y los valores del factor de bioconcentración (FB) y rendimiento de Mn aumentaban con el aumento del contenido de Mn en el suelo (MS1 > MS2). En el caso del Zn, la relación  $\text{Zn}_{\text{HOJA}}/\text{Zn}_{\text{RAIZ}}$  era mayor en el suelo MS2, moderadamente contaminado. Los factores de bioacumulación para el Zn también aumentaban con el aumento de la concentración de Zn en el suelo (MS2 > MS1). Los valores de FB del Zn obtenidos para *A. serpyllifolium* (hasta 132) son mucho mayores que los encontrados para *A. halleri* desarrollado en sustratos contaminados con Zn (los valores de FB oscilaban entre 2 y 20, Dahmani-Muller *et al.*, 2001), pero son hasta tres órdenes de magnitud menores que los

encontrados para *T. caerulescens* (Knight *et al.*, 1997). Los rendimientos de Zn ( $\mu\text{g}$ ) fueron mayores en MS2/Ca que en MS1/Ca. Sin embargo, estos rendimientos aumentaron significativamente en los sustratos MS1 después de su fertilización (MS1/NPK).

Se ha demostrado que algunas especies de *Alyssum* hiperacumuladoras de Ni también eran tolerantes a Co y lo acumulaban en sus partes aéreas (Homer *et al.*, 1991). Sin embargo, en este estudio las concentraciones de Co en hoja fueron generalmente inferiores a  $< 20 \mu\text{g g}^{-1}$ . Sólo en MS2/Ca, donde se encontraron las mayores concentraciones de Co en hoja, había un transporte eficiente de Co a las partes aéreas de las plantas ( $\text{CO}_{\text{HOJA}}/\text{CO}_{\text{RAIZ}} > 1$ ). En este suelo, se producía un aumento de la concentración de Co-NH<sub>4</sub>Cl y de las fracciones de Co extraíble en ácido y reducible después del crecimiento de *A. serpyllifolium*. En estudios hidropónicos, la elongación de raíz y hojas de *A. serpyllifolium* se reducía significativamente en disoluciones con  $> 30 \mu\text{M}$  Co, y por encima de  $300 \mu\text{M}$  Co las plantas morían (datos no mostrados), lo que sugiere que esta especie de *Alyssum* no muestra una elevada tolerancia al Co.

Tanto Cu como Cr (CrIII) y Pb se consideran elementos inmóviles en el suelo. El Cu es retenido por componentes orgánicos y minerales del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). De acuerdo con esto, en los dos suelos de mina de este estudio una fracción del Cu total se encontraba asociada con óxidos de Fe y Mn (fracción reducible, 6-14 %), y materia orgánica (fracción oxidable, 14-26 %). El Cr es rápida y específicamente retenido por los minerales de la arcilla y los óxidos de Fe y Mn (Adriano, 2001), lo que justifica el predominio de este metal en las fracciones residual (92-94 %) y reducible (4-7 %). El Pb, considerado generalmente el menos móvil de los metales pesados, se asocia principalmente a minerales de la arcilla, óxidos y materia orgánica (Adriano, 2001; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; McGrath *et*

*al.*, 2002). En el suelo MS1 de este estudio, el 99 % del Pb total estaba en la fracción residual, mientras que en el suelo MS2 el 75 % estaba en la fracción residual y el 18 % asociado a óxidos de Fe y Mn. Adicionalmente, el pH elevado, como el que presentan los suelos encalados de este estudio, puede favorecer la precipitación de Pb como hidróxido, fosfato o carbonato, además de promover la formación de complejos orgánicos de Pb relativamente estables (Berti *et al.*, 1998). La adición de fósforo (MS1/NPK) podría inducir la formación de fosfato de Pb, estable y muy insoluble incluso a bajo pH. Entonces, estos metales se encuentran en las fracciones no lábiles, sin embargo, las concentraciones de Pb biodisponible (extraído con M3) eran significativamente mayores (hasta tres veces) en la rizosfera que en el suelo no rizosférico en los tres sustratos, y un ligero aumento de Cr-M3 también se encontró en la rizosfera de MS2/Ca. Las raíces de las plantas y sus exudados podrían modificar la forma de Cr y Pb y, consecuentemente, su biodisponibilidad. Para determinar como *A. serpyllifolium* aumenta la concentración de estos metales en la interfase suelo-planta, es necesaria una investigación sobre la rizosfera y la exudación vegetal en esta especie.

Tanto en MS1 como en MS2, *A. serpyllifolium* restringía el transporte de Cr, Cu y Pb a sus partes aéreas ( $\text{metal}_{\text{HOJA}}/\text{metal}_{\text{RAIZ}} < 1$ ), lo que refleja una estrategia de tolerancia basada en la exclusión de estos metales (Baker, 1981). Homer *et al.* (1991) también mostraron que la hiperacumuladora de Ni *Alyssum troodii* no era capaz de absorber Cu a niveles comparables del Ni y Co. A pesar de la restricción observada en el transporte de Pb desde las raíces a las hojas, se encontraron concentraciones en hojas de hasta  $200 \mu\text{g Pb g}^{-1}$ . Esta concentración foliar es más de cuatro veces mayor que la encontrada usualmente en plantas desarrollada en suelos contaminados con Pb (Cunningham *et al.*, 1995). Estamos realizando estudios adicio-

nales para determinar si el uso de quelantes sintéticos como el EDTA, que han incrementado la movilidad de Pb en el suelo (Huang *et al.*, 1997; Elless y Blaylock, 2000), pueden aumentar el transporte de Pb a las hojas de *A. serpyllifolium*.

La optimización de las condiciones del suelo para incrementar el rendimiento metálico requiere un conocimiento previo de la influencia del pH del suelo y la disponibilidad de nutrientes sobre el crecimiento vegetal y la absorción metálica por la planta. En cultivos de interés económico, la acidificación del suelo provocaba un aumento de la concentración de Zn y Cd en la planta (Brown *et al.*, 1994). *Alyssum serpyllifolium* no creció en los sustratos que no fueran previamente encalados. Los suelos control, MS1/Con y MS2/Con, tenía un pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub> de 3.7 y 4.3, respectivamente, lo que muestra que *A. serpyllifolium* no es capaz de crecer en condiciones tan ácidas. El encalado se hizo para conseguir un pH del suelo similar al de los suelos serpentínicos donde crece esta planta (pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub> 6,0-6,5). Las especies de *Alyssum* acumuladoras de Ni parecen estar particularmente adaptadas a las bajas relaciones Ca: Mg típicas de suelos ultramáficos y, aún así, son capaces de alcanzar altas concentraciones de Ca foliar (Reeves *et al.*, 1997). Algunos estudios hidropónicos han mostrado que los niveles de Ca adecuados para el crecimiento de *Silene italica*, una especie serpentínica no acumuladora, provocaban un efecto depresivo del crecimiento y absorción de Ni en *A. bertolonii* (Gabbrielli *et al.*, 1990). El pH relativamente elevado de nuestros sustratos pudo haber reducido la absorción de los metales por la planta. Por tanto, es importante conseguir el pH del suelo que maximice la disponibilidad y absorción de los metales, y al mismo que permita el crecimiento de la planta. En este sentido, estamos realizando ensayos de invernadero para determinar el pH del suelo que optimice el crecimiento y la absorción de los metales. Robinson *et al.*

(1997) mostraron que la fertilización hacía aumentar el crecimiento de *A. bertolonii* por un factor cercano a 3 (de 4,5 t ha<sup>-1</sup> a 12 t ha<sup>-1</sup>) sin reducir, prácticamente, la concentración foliar de Ni (7600 µg g<sup>-1</sup>). En el caso de los sustratos MS1 de este estudio, la fertilización provocó un aumento de la biomasa de *A. serpyllifolium* por un factor de 10. Las concentraciones foliares de los metales tendían a ser más bajas en las plantas de estos suelos que en las de los suelos encalados (MS1/Ca vs. MS1/NPK), aunque sólo las concentraciones de Zn eran significativamente más bajas a  $P < 0,05$ . Sin embargo, la eficiencia de la fitoextracción es el resultado del producto (biomasa x contenido de metal = rendimiento metálico), es decir, las plantas que acumulan menor cantidad de metal pero que tienen una mayor biomasa pueden aportar un mayor rendimiento metálico global que otras plantas con alta capacidad de acumulación de metal pero con baja biomasa. El rendimiento metálico era significativamente mayor en las plantas desarrolladas sobre los sustratos MS1 fertilizados que en los encalados. Por ejemplo, el rendimiento de Ni aumentaba desde 6,9 en MS1/Ca a 41,1 en MS1/NPK. Sin embargo, el crecimiento radicular era significativamente reducido en los sustratos fertilizados y, por tanto, el transporte a las partes aéreas también era menos efectivo. A la vista de estos resultados se constata la necesidad de realizar nuevos estudios que permitan optimizar plenamente la fertilización, producción de biomasa, proliferación radicular y absorción y translocación de los metales en *A. serpyllifolium*, y estudios *in situ* para cuantificar estos parámetros en condiciones de campo. Además, son necesarios estudios que determinen los efectos independientes de los nutrientes minerales, ya que los distintos nutrientes pueden afectar de forma diferente a la producción de biomasa y absorción de metales, y esto también dependerá de las características del suelo. Estas plantas están adaptadas a suelos con deficiencia de nutrien-

tes, siendo el nitrógeno el limitante más frecuente de las hiperacumuladoras no leguminosas que crecen en suelos contaminados (Robinson *et al.*, 1997; Bennett *et al.*, 1998). Adicionalmente, se hace necesario un nuevo estudio que nos permita explicar por qué las plantas murieron en el sustrato SM2/NPK.

Como se ha dicho anteriormente, las plantas hiperacumuladoras tienen una elevada capacidad de absorción de los metales, pero la concentración de metales en los tejidos no sólo depende de las características de las plantas sino también de la biodisponibilidad metálica en el suelo (McGrath *et al.*, 1997). La biodisponibilidad de metales en suelos contaminados depende de factores físicos, químicos y biológicos. Los factores físicos (estructura, permeabilidad) y químicos (Eh, pH, especiación, concentración) encuadran el medio en el que la biota puede modificar la disponibilidad metálica por liberación de O<sub>2</sub>, protones, ácidos orgánicos o fenólicos simples, o por asociaciones micorrícicas. Knight *et al.* (1997) observaron sólo un pequeño descenso de la concentración de Zn en la disolución del suelo después del crecimiento de *T. caerulescens* y sugirieron que esta especie era capaz de movilizar Zn insoluble en el suelo, o que esta extracción era compensada por la liberación de Zn del suelo a la disolución. En contraste, Hutchinson *et al.* (2000) mostraron que *T. caerulescens* no era capaz de movilizar Cd no lábil en suelos de mina contaminados con Pb/Zn, ni en suelos agrícolas contaminados con lodos de depuradora. Dahmani-Muller *et al.* (2002) mostraron que el Zn extraído con CaCl<sub>2</sub> en suelos muy contaminados con lodos residuales era mayor después del crecimiento de *A. halleri*, pero no encontraban diferencias significativas en suelos moderadamente contaminados. Además, después del crecimiento encontraron incrementos generales de Cu-CaCl<sub>2</sub> en suelos muy y moderadamente contaminados. En nuestro estudio encontramos incrementos de Mn y Zn extraídos con EDTA, M3 y

NH<sub>4</sub>Cl (sólo Mn) en los suelos MS2 (moderadamente contaminados) después del crecimiento de *A. serpyllifolium*. A excepción del Zn, no se encontraron incrementos similares en los suelos MS1 (poco contaminados). Los aumentos de extractabilidad de Mn y Zn podrían ser explicados por un aumento de la alteración de las fases minerales metálicas. La liberación de protones, ácidos orgánicos o compuestos fenólicos en los exudados radiculares de *A. serpyllifolium* podrían favorecer esta alteración. En la rizosfera, donde el efecto de los exudados es más pronunciado, la concentración de Zn<sub>M3</sub> en MS1 era incrementada incluso más. Adicionalmente, el carbono orgánico disuelto era significativamente mayor en los sustratos MS2/Ca y MS1/NPK después del crecimiento de las plantas. El ligero incremento del pH de suelo después del crecimiento de las plantas podría sugerir, sin embargo, que la acidificación no era el mecanismo para movilizar el Zn del suelo. Esto está de acuerdo con los trabajos de Bernal *et al.* (1994) quienes mostraron que la acidificación de la rizosfera no era el mecanismo utilizado por *Alyssum murale* para aumentar su absorción de metales. Por el contrario, las concentraciones de Co, Cu, Ni y Pb extraíbles tendían a descender después del crecimiento de las plantas. Las reducciones observadas pueden ser explicadas por la absorción de la planta, excepto en el caso del Pb en MS2/Ca. En este caso, el descenso de Pb extractable, no debido a la absorción de la planta, pudo haber sido inmovilizado en el suelo o sorbido por los orgánicos liberados en los exudados radiculares.

En la mayoría de las fracciones metálicas se encontraron reducciones desde el inicio del experimento. Sin embargo, esta reducción no sólo ocurría en las fracciones más disponibles a las plantas (como las extraíbles en ácido o reducibles) sino también en las fracciones oxidable y residual, consideradas no lábiles y menos biodisponibles. Además, en MS2/Ca las fracciones reducible y soluble en ácido de

Co, Cu, Mn, Ni y Zn aumentaban, frecuentemente, después del crecimiento vegetal. Esto podría reflejar simplemente la capacidad tampón de estos suelos en los que el equilibrio es mantenido a través de un suministro dinámico de los metales de las formas ligadas menos disponibles a las fracciones más disponibles. Alternativamente, el descenso de las cuatro fracciones metálicas después del crecimiento de *A. serpyllifolium* podría reflejar su capacidad de acceder a fracciones metálicas consideradas no biodisponibles para mantener la absorción metálica.

## CONCLUSIONES

La capacidad de *A. serpyllifolium* para aumentar la disponibilidad metálica a través del acceso a las fracciones metálicas menos disponibles podría ser una valiosa característica para su uso como fitoextractor. Sin embargo, es fundamental que los metales movilizados sean absorbidos por las plantas y no perdidos a través de los lixiviados. Mn, Ni y Zn parecen ser absorbidos por *A. serpyllifolium*, y transportados a su parte aérea, mientras que el Cu podría ser lixiviado. Además, la fitotoxicidad del Cu limita el uso de esta especie como fitoextractora en suelos con altas concentraciones de este metal. Se necesitan estudios adicionales para determinar la absorción metálica y/o movilización, y posible lixiviado, en suelos con concentraciones metálicas en aumento (y en suelos donde los principales contaminantes sean Mn, Ni y Zn). Nuestros resultados muestran que el rendimiento de la extracción metálica puede aumentar por el aumento de la biomasa a través de la enmienda del suelo (fertilización), sin embargo la optimización completa del crecimiento (biomasa y proliferación radicular) y la extracción metálica dependerá de cada suelo en cuestión y requerirá un estudio adicional. La escasa productividad de esta planta, incluso en los sustratos de mina fertilizados con NPK, continúa siendo

el principal factor limitante para su uso en fitoextracción.

## AGRADECIMIENTOS

A Ana M<sup>a</sup> Carvalho, profesora titular de la Escuela Politécnica de Bragança, que amablemente nos mostró el área serpentinitica de Tras-os-Montes, a Lidia Peréz Laxe por su apoyo en la analítica y a Anibal Gil de ENDESA y Jesús Sainz de EGMASA por facilitarnos los suelos de mina utilizados en este ensayo. Este trabajo fue financiado por la Xunta de Galicia (proyectos PGIDT99MA20003 y PGIDT01AGR20001PR) y por la Comunidad Europea (HPMF-CT-2000-00811).

## REFERENCIAS

- Adamo, P., Dudka, S., Wilson, M.J., Mchardy, W.J. (2002). Distribution of trace elements in soils from the Sudbury smelting area (Ontario, Canada). *Water Air Soil Pollut.* 137, 95-116.
- Adriano, D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. Springer-Verlag, New York.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulator and excluders – Strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3, 643-654.
- Baker, A.J.M., Whiting, (2002). In search of the holy grail – a further step in understanding metal hyperaccumulation? *New Phytol.* 155, 1-7.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., Smith, J.A.C. (2000): Metal Hyperaccumulator Plants: A Review of Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. En: N. Terry *et al.* (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 129-158.

- Bennett, F.A., Tyler, E.K., Brooks, R.R., Gregg, P.E.H., Stewart, R.B. (1998). Fertilisation of hyperaccumulators to enhance their potential for phytoremediation and phytomining. En: RR Brooks (Ed.), *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 249-259.
- Bernal, M.P., McGrath, S.P., Miller, A.J., Baker, A.J.M. (1994). Comparison of the chemical changes in the rhizosphere of the nickel hyperaccumulator *Alyssum murale* with the non-accumulator *Raphanus sativus*. *Plant Soil* 164, 251-259.
- Berti, W.R., Cunningham, S.D., Cooper, E.M. (1998). Case studies in the field – In place inactivation and phytoremediation of Pb contaminated sites. In: J. Vangronsveld, S.D. Cunningham (Eds.), *Metal Contaminated Soils: in situ Inactivation and Phytoremediation*. Springer, New York, pp. 235-248.
- Brooks, R.R., Radford, C.C. (1978). Nickel accumulation by European species of the genus *Alyssum*. *Proc. R. Soc. Lond. B* 200, 217-224.
- Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S., Baker, A.J.M. (1994). Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and Bladder Campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 23, 1151-1157.
- Chiarucci, A., Foggi, B., Selvi, F. (1995). Garigue plant communities of ultramafic outcrops of Tuscany, Italy. *Webbia* 49, 179-192.
- Chung, J-B., Zazoski, R.J. (1994). Ammonium-potassium and ammonium-calcium exchange equilibria in bulk and rhizosphere soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1368-1375.
- Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W. (1995). Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. En: Hinchee, R.E., Means, J.L., Burris, D.R. (Eds.), *Bioremediation of Inorganics*. Batelle Press, Columbus-Richland, pp. 33-54.
- Dahmani-Muller, H., van Oort, F., Denaix, L. (2002). Is metal extraction by *Arabidopsis halleri* related to exchangeable metal rates in soils amended with different metal-bearing solids? *Environ. Pollut.* 117, 487-498.
- Diez, J., Kidd, P., Monterroso, C. (2002). Potential species for phytoextraction applications: a plant screening of the Tras-os-Montes serpentine area. En: Faz, A., Ortiz, R., Mermut, A.R. (Eds.), *Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semi-arid Regions*. Quaderna Editorial, Spain, pp. 461-462.
- Ebbs, S.D., Kochian, L.V. 1997. Toxicity of zinc and copper to *Brassica* species: implications for phytoremediation. *J. Environ. Qual.* 26, 776-781.
- Elless, M.P., Blaylock, M.J. 2000. Amendment optimisation to enhance lead extractability from contaminated soils for phytoremediation. *Int. J. Phyto.* 2, 75-89.
- EU (Commission of the European Communities). (1986). Council directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official J. Europ. Commun.* L181 (86/278/EEC), 6-12.
- Gabbrielli, R., Pandolfini, T., Vergnano, O., Palandri, M.R. (1990). Comparison of two serpentine species with different nickel tolerance strategies. *Plant Soil.* 122, 271-277.
- Homer, F.A., Morrison, R.S., Brooks, R.R., Clemens, J., Reeves, R.D. (1991). Comparative studies of nickel, cobalt, and copper uptake by some nickel hyperaccumulators of the genus *Alyssum*. *Plant Soil* 138, 195-205.
- Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.B., Cunningham, S.D. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead

- phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31, 800-805.
- Hutchinson, J.J., Young, S.D., McGrath, S.P., West, H.M., Black, C.R., Baker, A.J.M. (2000). Determining uptake of *non-labile* soil cadmium by *Thlaspi caerulescens* using isotopic dilution techniques. *New Phytol.* 146, 453-460.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Knight, B.P., Zhao, F.J., McGrath, S.P., Shen, Z.G. (1997). Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* in contaminated soils and its effect on the concentration and chemical speciation of metals in soil solution. *Plant Soil* 197, 71-78.
- Küpper, H., Lombi, E., Zhao, F.J., Wieshammer, G., McGrath, S.P. (2001). Cellular compartmentation of nickel in hyperaccumulators *Alyssum lesbiacum*, *Alyssum bertolonii* and *Thlaspi goesingense*. *J. Exp. Bot.* 52, 2291-2300.
- Lasat, M.M. (1996). Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *J. Environ. Qual.* 31, 109-120.
- Lombi, E., Zhao, F.J., Dunham, S.J., McGrath, S.P. (2001). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *J. Environ. Qual.* 30, 1919-1926.
- Mehlich, A. (1984). Mehlich-3 test extractant: a modification of Mehlich-2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15, 1409-1416.
- Menezes de Sequeira, E. (1969). Toxicity and movement of heavy metals in serpentine soils (north-eastern Portugal). *Agron. Lusit.* 30, 115-154.
- Menezes de Sequeira, E., Pinto da Silva, A.R. (1992). Ecology of Serpentinized Areas of North-east Portugal. En: Roberts B.A. and Proctor J. (Eds.), *The Ecology of Areas with Serpentinized Rocks*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 169-197.
- Morel, J.L. (1997). Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. En: J Tarradellas, G Bitton and D. Rossel. (Eds.), *Soil Ecotoxicology*. CRC Press Inc., Boca Raton, pp 141-176.
- McGrath, S.P., Shen, Z.G., Zhao, F.J. (1997). Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant Soil* 188, 153-159.
- McGrath, S.P., Zhao, F.J., Lombi, E. (2002). Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Adv. Agron.* 75, 1-56.
- Olsen, S.R., Sommers, L.E. (1982). Phosphorus. En: Page, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, USA, pp. 403-430.
- Peech, M., Alexander, L.T., Dean, L.A., Deed, J.F. (1947). *Methods of Soil Analysis for Soil Fertility Investigations*. USDA. Cir. 757, U.S. Gov. Print. Office, Washington DC, pp. 25.
- Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, Ph. (1999). Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit.* 1, 57-61.
- R.D. 1310 1999. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. BOE, nº 262, 32339-32340.
- Reeves, R.D., Baker, A.J.M., Kelepertsis, A. (1997). The distribution and biogeochemistry of some serpentine plants of Greece. En: Jaffré, T., Reeves, R.D., Becquer, T. (Eds.), *The Ecology of Ultramafic and Metalliferous Areas*.

- ORSTOM, Centre de Nouméa, Nouvelle-Calédonie, pp. 205-207.
- Robinson, B.H., Chiarucci, A., Brooks, R.R., Petit, D., Kirkman, J.H., Gregg, P.E.H., De Dominicis, V. (1997). The nickel hyperaccumulator *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *J. Geochem. Explor.* 59, 75-86.
- Shuman, L.M. 1979. Zinc, manganese and copper in soil fractions. *Soil Sci.* 127, 10-17.
- Soil Survey Staff. (1999). *Soil Taxonomy, A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. USDA. Agriculture Handbook No. 436. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

## LIMITANTES QUÍMICOS PARA LA REVEGETACIÓN DE UNA ESCOMBRERA DE MINA ABANDONADA EN GALICIA

E. ALVAREZ, M.L. FERNANDEZ MARCOS, M.J. FERNÁNDEZ SANJURJO, C. VAAMONDE

Dpto. de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Lugo, Campus Universitario, 27002 Lugo

**Abstract.** This study was carried out in the dump of an abandoned sulfide mine in Galicia (NW Spain), which contains chalcopyrite among other minerals. It aims to get information on the main chemical limiting factors to plant growth, paying particular attention to heavy metal contents and speciation. The dump samples were acid (pH in water ranging between 3.1 and 5.0), contained less than 0.5% organic carbon, less than 0.001% nitrogen, had an effective cation exchange capacity ranging between 0.75 and 4.97 cmol(+) kg<sup>-1</sup>, deficit of Ca, Mg and K, and more than 20% exchangeable aluminium in 85% of the samples. Iron, both total and available, is the most abundant heavy metal. The sequence of total and available heavy metal contents is: Fe > Cu > Mn > Zn > Cr. Copper is the dominant heavy metal in the exchangeable and soluble fractions, followed by Zn, Mn and Fe. Ni, Cr, Cd, Co and Pb were not detected.

**Key words:** mine dump, mine soil, chemical limiting factors, heavy metals.

**Resumen.** El presente trabajo se centra en la escombrera de una mina abandonada de Galicia, que presenta, en el material estéril, entre otros minerales, calcopirita. Se pretende hacer un estudio de los principales limitantes químicos que presenta para el establecimiento vegetal, con especial atención a las distintas fracciones de metales pesados. Las muestras de la escombrera se caracterizan por su pH ácido (entre 3,1 y 5,0 en agua), contenidos de carbono inferiores a 0,5%, N inferior a 0,001%, CICE entre 0,75-4,97 cmol(+) kg<sup>-1</sup>, déficit de Ca, Mg y K, y porcentaje de saturación del complejo de cambio en Al superior al 20% en el 85% de las muestras. El Fe es el metal pesado más abundante, tanto en contenidos totales como en la fracción biodisponible, obteniéndose la secuencia: Fe > Cu > Mn > Zn > Cr. En el complejo de cambio y en los extractos acuosos, el Cu es el metal pesado más abundante, seguido de Zn, Mn y Fe. No se detectaron Ni, Cr, Cd, Co y Pb.

**Palabras clave:** escombrera, limitantes químicos, metales pesados, suelo de mina

## INTRODUCCIÓN

En Galicia existe un gran número de espacios afectados por actividades extractivas de canteras y minas, que originan diversos impactos negativos sobre el medio natural. El

abandono de muchas explotaciones hace que los impactos se perpetúen en el tiempo.

Las operaciones mineras provocan una ruptura de los ciclos nutritivos naturales. En ausencia de fuertes limitaciones de tipo físico o generación de altos niveles de acidez por

oxidación de la pirita, el bajo nivel nutritivo de los suelos de mina constituye el principal inconveniente para la revegetación (Hons y Hossner, 1980). Las limitaciones nutritivas encontradas en algunas explotaciones mineras de Galicia se relacionan con la deficiencia de P y N, la escasez de reservas minerales y los altos contenidos de Al en el complejo de cambio (Quintás y Macías, 1992). Algunas alteraciones mineras pueden poner a disposición mayores cantidades de elementos traza que los existentes en suelos naturales (Leita *et al.*, 1989).

En los últimos años, numerosos estudios se han centrado en el efecto de la minería superficial en la movilización de metales pesados, poniendo de manifiesto un elevado índice de toxicidad metálica en estériles y suelos de mina afectados por la oxidación de materiales piríticos (Evangelou y Karathanasis, 1984; Taylor y Shuman, 1988; Pietz *et al.*, 1989; Pérez y Calvo, 1992; Taylor *et al.*, 1992, 1993; Monterroso *et al.*, 1999). El destino de los metales movilizados a través de la oxidación de sulfuros y alteración de los materiales originales depende de las características físico-químicas de cada metal y de las especies iónicas formadas en la disolución del suelo, así como de las interacciones con la fase sólida, de forma que los metales pueden ser lixiviados, absorbidos por la vegetación o retenidos por el suelo.

El presente trabajo se lleva a cabo en la escombrera de una mina abandonada situada en Noya (A Coruña) y tiene como objetivo el estudio de los principales limitantes químicos que presenta para el establecimiento vegetal, con especial atención al estudio de las diferentes fracciones de metales pesados en la fase sólida del material de escombrera y los contenidos totales en fase líquida.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La mina de San Finx se sitúa en el municipio de Noya (A Coruña). El yacimiento que

fue objeto de explotación está formado por una serie de filones de cuarzo con mineralización, entre otros, de calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ). Dichos filones encajan en esquistos, migmatitas y granitos anatóxicos. La actividad extractiva cesó en 1989, dejando una serie de edificaciones abandonadas, unas galerías subterráneas (en algunos casos hundidas) y unos 25.000 m<sup>2</sup> de material de escombrera sin restaurar.

En el material de escombrera se tomaron muestras en cuatro zonas homogéneas en cuanto a topografía (Sur, Occidente, Centro y Norte). Dentro de cada zona se recogieron entre 5 y 10 muestras superficiales (0-20 cm). En las muestras, secas al aire y tamizadas por un tamiz de 2 mm de diámetro, se determinaron: pH en agua y en KCl 0,1 M (relación 1:2,5); C y N totales por oxidación por vía seca mediante analizador LECO 2000; textura por el método internacional de la pipeta Robinson (Gutián y Carballas, 1976), cationes de cambio y capacidad de intercambio catiónico efectiva en el extracto de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1M (Peech *et al.*, 1947); P disponible (Olsen y Sommers, 1982); pH NaF; metales pesados totales mediante digestión ácida en horno microondas; metales pesados biodisponibles, mediante extracción con el reactivo Mehlich 3 (Mehlich, 1984); metales pesados cambiables, mediante extracción con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M; metales pesados mediante un extracto acuoso con relación suelo:disolución de 1:10. En todos los casos, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Pb y Cd se determinaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica de llama.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Características generales

En la Tabla 1 se muestran las características generales del material de escombrera. El pH en agua oscila entre 3,0 y 5,0, siendo el intervalo más frecuente entre 4,0 y 4,7, en el 83% de las muestras. El pH en KCl 0,1M oscila entre 3,0 y 4,4. Los valores de pH más

TABLA 1.- Intervalo de variación y valor medio de diversos parámetros generales del material de escombrera.

	Mínimo	Máximo	Media
pH (H <sub>2</sub> O)	3,0	5,0	4,26
pH (KCl)	3,0	4,4	3,8
% C	0,21	4,51	0,78
% N	0,001	0,20	0,03
Cationes cambiabiles (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )			
Ca	0,05	1,48	0,32
Mg	0,02	1,90	0,21
Na	0,11	0,51	0,15
K	0,02	0,14	0,06
Al	0	3,72	1,23
% Al cambiabie	0	78	45,7
CICe (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,74	4,96	1,98
P disponible (mg kg <sup>-1</sup> )	5,0	30,0	14,2

bajos aparecen, en general, en las muestras con mayor contenido de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (medido en el extracto acuoso 1:10, datos no mostrados), observándose una correlación significativa entre ambos parámetros ( $r=0,76$ ,  $p<0,01$ ); por tanto los valores de pH más ácidos pueden relacionarse con la liberación de protones que se produce por la oxidación de los minerales sulfurados, presentes en el material de escombrera.

Los contenidos de carbono oscilan entre 0,2 y 4,5%, siendo los más frecuentes inferiores a 0,5%; este valor es similar al encontrado en otras escombreras de mina de Galicia (Leirós *et al.*, 1989; Monterroso *et al.*, 1994; Quintás, 1997;) y muy inferior al obtenido en los suelos naturales de esta región (4,2-12,1) (Calvo *et al.*, 1992). El contenido de nitrógeno es muy bajo (entre 0,001 y 0,2%), obteniéndose con frecuencia valores de 0,001%; este elemento es con frecuencia el principal macronutriente que limita el establecimiento vegetal en suelos de mina, ya sea por el bajo contenido en los estériles o por la falta de microorganismos que lo transformen a formas disponibles para la planta (Bower *et al.*, 1974; Hons y Hossner, 1980).

En relación con los cationes de cambio, el Ca es el catión básico más abundante, seguido de Mg, Na y K. Esta secuencia es similar a la obtenida en suelos naturales de Galicia (Calvo *et al.*, 1992), en la escombrera de la mina Puentes (Monterroso *et al.*, 1994) y en otras escombreras de mina de Galicia (Quintás, 1997). Aunque el Ca es el predominante, su contenido es muy bajo (entre 0,5 y 1,48 cmol(+) kg<sup>-1</sup>). Así, si tomamos como deficiencia de Ca el *modificador Ca<sub>1</sub>* propuesto por Calvo de Anta *et al.* (1992) (1,5 cmol(+) kg<sup>-1</sup>), todas las muestras de la escombrera se sitúan por debajo de este valor (Fig. 1).

El Mg cambiabie varía entre 0,02 y 1,9 cmol(+) kg<sup>-1</sup>. Considerando como deficiencia para Mg el valor de 0,4 cmol(+) kg<sup>-1</sup> (*modificador Mg<sub>1</sub>*, Calvo de Anta *et al.*, 1992), solo hay cuatro muestras en la escombrera que no presentan deficiencia en este elemento (Fig. 1). Para Coppin y Bradshaw (1982) el límite de Mg referido a suelos de mina es más permisivo, situándolo en 0,16 cmol(+) kg<sup>-1</sup>, valor por debajo del cual existe una deficiencia severa en este elemento; en esta escombrera, el 69% de las muestras se sitúan por debajo de este valor.

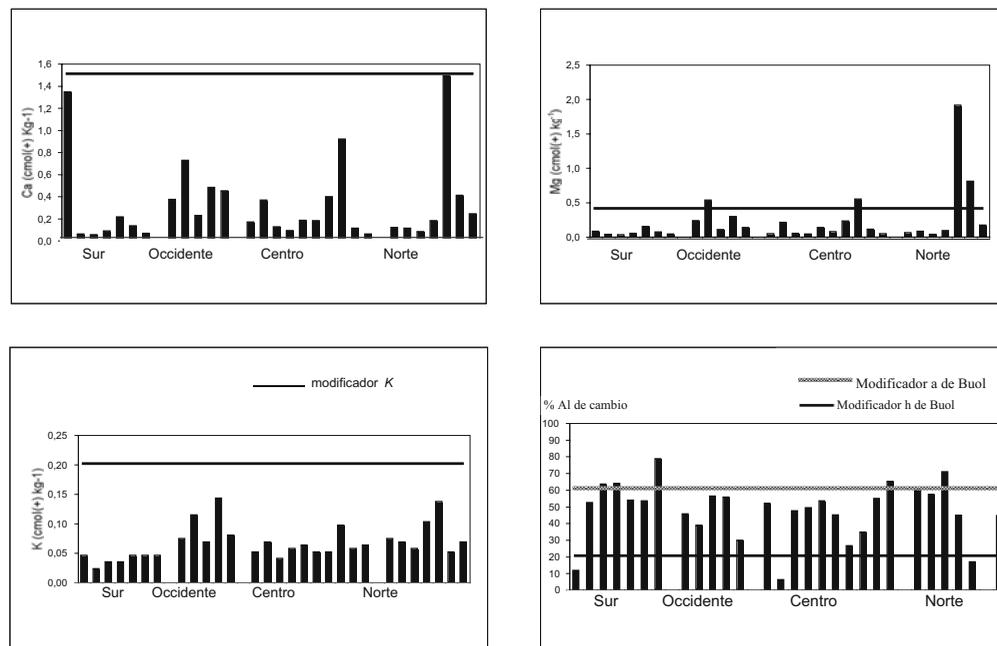


FIG. 1.- Modificadores de Buol *et al.* (1975) en la escombrera de mina de San Finx, considerando parámetros del complejo de cambio.

El K varía entre 0,02 y 1,14  $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ . Todas las muestras presentan el *modificador*  $K_1$  de Buol *et al.* (1975) y el *modificador*  $K$  de Sánchez *et al.* (1982), ya que se obtienen valores de K inferiores a 0,2  $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$  (Fig. 1). También se obtiene déficit de K en todas las muestras estudiadas (valores por debajo de 0,23  $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ ) considerando el valor límite propuesto por Coppin y Bradshaw (1982) para suelos de mina.

El Al de cambio oscila entre 0 y 3,72  $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ . El porcentaje de saturación del complejo de cambio en este elemento supera el 60% en el 21 % de las muestras, lo que les confiere un carácter álico (Buol *et al.*, 1975) y se sitúa entre el 20 y el 60% en el 65 % de las muestras (Fig. 1), es decir saturaciones moderadas de Al (*modificador*  $h$  de Buol *et al.*, 1975).

La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) oscila entre 0,75 y 4,97  $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ , presentando el 93% de

las muestras el *modificador*  $e$  de Buol *et al.* (1975) (CICE < 4  $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ ). Esta baja capacidad de intercambio catiónico se explica tanto por la escasa contribución de la materia orgánica (poco contenido y poca carga negativa debido a la acidez de las muestras) como por la falta de coloides inorgánicos (texturas arenosas y franco arenosas).

Los valores de fósforo asimilable obtenidos en el análisis de los suelos de la escombrera varían entre 5,23 y 30,52  $\text{mg kg}^{-1}$ . Ninguna de las muestras presenta el *modificador*  $P$  (concentración de fósforo inferior a 5  $\text{mg kg}^{-1}$ , Calvo de Anta *et al.*, 1992). Aunque la deficiencia de fósforo se cita a menudo como un factor limitante por su rápida fijación a formas no disponibles (Bonnet *et al.*, 1978), en ocasiones se ha encontrado una mayor disponibilidad de este elemento en los estériles de mina que en los suelos superficiales empleados como cobertera (Howard *et al.*,

1988). El método Olsen sobreestima con frecuencia el P asimilable en suelos ácidos, particularmente cuando poseen materiales no cristalinos (Fernández Marcos, 1997). El pH en NaF muestra una respuesta al test negativa, por lo que cabe esperar una escasa fijación de fosfatos en este material de escombrera.

### Metales pesados

Considerando los contenidos totales, el Fe es el metal pesado más abundante (4316-31579 mg kg<sup>-1</sup>), seguido de Cu (274-5241 mg kg<sup>-1</sup>), Mn (295-2105 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (74-895 mg kg<sup>-1</sup>) y Cr (0,01-30,5 mg kg<sup>-1</sup>). Ni, Cd y Pb se encuentran por debajo del límite de detección (Tabla 2). Una elevada disponibilidad de metales pesados en estériles y suelos de mina afectados por la oxidación de materiales piríticos

ha sido señalada repetidamente (Evangelou *et al.*, 1985; Taylor y Shuman, 1988; Pietz *et al.*, 1989; Pérez y Calvo, 1992; Taylor *et al.*, 1992, 1993; Monterroso *et al.*, 1999).

El Fe total se correlaciona significativamente con el Cr total ( $r=0,76$ ), Mn total ( $r=0,56$ ), Cu total ( $r=0,30$ ) y Zn total ( $r=0,27$ ). También se obtiene una correlación significativa entre Cu y Zn total ( $r=0,45$ ) y entre Mn y Cr total ( $r=0,49$ ). Los principales minerales primarios, tanto de Cu como de Zn son sulfuros y ambos se liberan a la disolución fácilmente durante el proceso de alteración, especialmente en medios ácidos. En el caso del Fe y del Mn, además de encontrarse en forma de sulfuros, se pueden encontrar en forma de óxidos e hidróxidos. La liberación de metales pesados por parte de los sulfuros

TABLA 2.- Intervalo de variación y valor medio de diversas formas de metales pesados en el material de escombrera.

	Mínimo	Máximo	Media
Fe total (mg kg <sup>-1</sup> )	4315	31578	14943
Cu total (mg kg <sup>-1</sup> )	273	5421	1492
Mn total (mg kg <sup>-1</sup> )	294	2105	1023
Zn total (mg kg <sup>-1</sup> )	73	894	242
Cr total (mg kg <sup>-1</sup> )	0	30	11
Fe biodisponible (mg kg <sup>-1</sup> )	40	1550	591
Cu biodisponible (mg kg <sup>-1</sup> )	28	954	264
Mn biodisponible (mg kg <sup>-1</sup> )	5	109	26
Zn biodisponible (mg kg <sup>-1</sup> )	2	100	23
Fe cambiabile (mg kg <sup>-1</sup> )	0.89	37.3	6.50
Cu cambiabile (mg kg <sup>-1</sup> )	17.7	1866	232
Mn cambiabile (mg kg <sup>-1</sup> )	1.77	133.3	18.05
Zn cambiabile (mg kg <sup>-1</sup> )	0	106	23.77
Fe extracto acuoso (mg L <sup>-1</sup> )	0.10	0.52	0.25
Cu extracto acuoso (mg L <sup>-1</sup> )	0.11	8.33	1.29
Zn extracto acuoso (mg L <sup>-1</sup> )	0.05	1.33	0.46

se puede producir de dos maneras: bien por liberación directa de los metales pesados que forman parte de la estructura de los sulfuros o bien de manera indirecta por medio de la alteración de otros minerales de la roca, por la generación de condiciones ácidas durante los procesos de oxidación (Pulford, 1991).

Si se comparan los datos de metales pesados totales obtenidos en la escombrera de la mina de San Finx con los obtenidos en la escombrera de la mina Puentes por

Monterroso *et al.* (1998), se observan valores muy superiores de Mn, Zn y Cu en la primera y muy inferiores de Fe y Ni (Tabla 3). Si la comparación se hace con los valores medios de metales pesados obtenidos por Quintás (1997) para escombreras de Galicia originadas por la explotación de diferentes materiales, se observa que la mina de San Finx presenta valores superiores de Fe, Cu y Zn, menores de Ni y Cd y dentro del mismo rango para Mn (Tabla 3). Comparando los

TABLA 3. Intervalo de variación de algunos metales pesados en la escombrera de la mina de San Finx, en la escombrera de la Mina Puentes, en otras escombreras de Galicia y límite de fitotoxicidad para cada metal propuesto por Tietjen (1975) y Kabata-Pendias y Pendias (1984).

	Mina San Finx	Mina Puentes (1)	Otras escombreras de Galicia (2)	Límite de fitotoxicidad (3)
Fe total (mg kg <sup>-1</sup> )	4316-31579	10000-70000	100-11700	-
Cu total (mg kg <sup>-1</sup> )	274-5421	10-100	0.5-925	100
Zn total (mg kg <sup>-1</sup> )	74-895	10-175	0.5-295	300
Mn total (mg kg <sup>-1</sup> )	295-2105	100-1400	15-2305	1500
Ni total (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.5	100-1000	30-2100	100
Cd total (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.5	<0.5	0.5-5	5

(1): Monterroso *et al.*, (1999); (2): Quintás *et al.*, (1997); (3): Tietjen (1975), Kabata-Pendias and Pendias (1984).

valores de metales pesados totales obtenidos en la mina de San Finx con los umbrales de toxicidad propuestos por Tiejjen (1975) y Kabata-Pendias y Pendias (1984), se deduce que el material de la escombrera presenta un elevado riesgo de fitotoxicidad por Cu, Zn y en algunos casos por Mn (Fig. 2, Tabla 3). De todas formas, los umbrales pueden verse modificados en función de las condiciones del medio, que influyen en la movilidad y asimilabilidad de metales, y del tipo de especie vegetal.

El conocimiento de la fracción metálica potencialmente biodisponible resulta probablemente de mayor significación que el análisis de los contenidos totales ya que permite predecir en que medida resultan disponibles para las plantas y su grado de movilidad en el sistema (Bell *et al.*, 1991; Sims y Kline, 1991). El Fe es el que presenta mayores concentraciones en esta forma (40-1550 mg kg<sup>-1</sup>), seguido de Cu (28-954 mg kg<sup>-1</sup>), Mn (5-109 mg kg<sup>-1</sup>) y Zn (2-100 mg kg<sup>-1</sup>), secuencia similar a la señalada para los contenidos totales. Estos contenidos representan entre 0,5 y 20% del Fe total, entre 1 y 85% del Cu total, entre 0,3 y 6% del Mn total y entre el 0,7 y el 38% del Zn total. Cr, Ni, Cd y Pb se encuentran por debajo del límite de detección. El análisis de regresión por pasos pone de manifiesto que en la escombrera objeto de estudio, la concentración de carbono, la CICE, el pH

en agua y la concentración de azufre, explican un 70% de la varianza del Fe, un 62% de la del Cu, un 59% de la del Zn y tan sólo un 39% de la varianza del Mn (Tabla 4). Dada la gran heterogeneidad del material de las escombreras de mina, diferentes autores han señalado la dificultad de encontrar una buena correlación entre los metales biodisponibles con una sola propiedad del suelo. Así Bhogal *et al.* (1993) señalan que en Ustifluvents y Udifluvents ácuicos la disponibilidad de Cu y Zn está controlada principalmente por el pH y el contenido de carbono orgánico, y la del Fe y Mn, por esos mismos parámetros junto con P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O disponibles; por su parte Benbi *et al.* (1992) en un estudio llevado a cabo en zonas áridas, señalan que los contenidos de Fe, Mn y Cu biodisponibles están directamente relacionados con la textura del suelo y el contenido de materia orgánica; Monterroso *et al.* (1999) en la escombrera de una mina de lignito obtienen una buena explicación de los contenidos de metales biodisponibles considerando %C, CICE, pH y %S, excepto en el caso del Mn, para el que, al igual que en el presente estudio, obtiene una escasa explicación de la varianza.

Utilizando los límites de fitotoxicidad propuestos por Schefer (1979) para metales extraídos con DTPA y las correlaciones obtenidas por Monterroso *et al.* (1999) para metales extraídos por el reactivo Mehlich 3 y

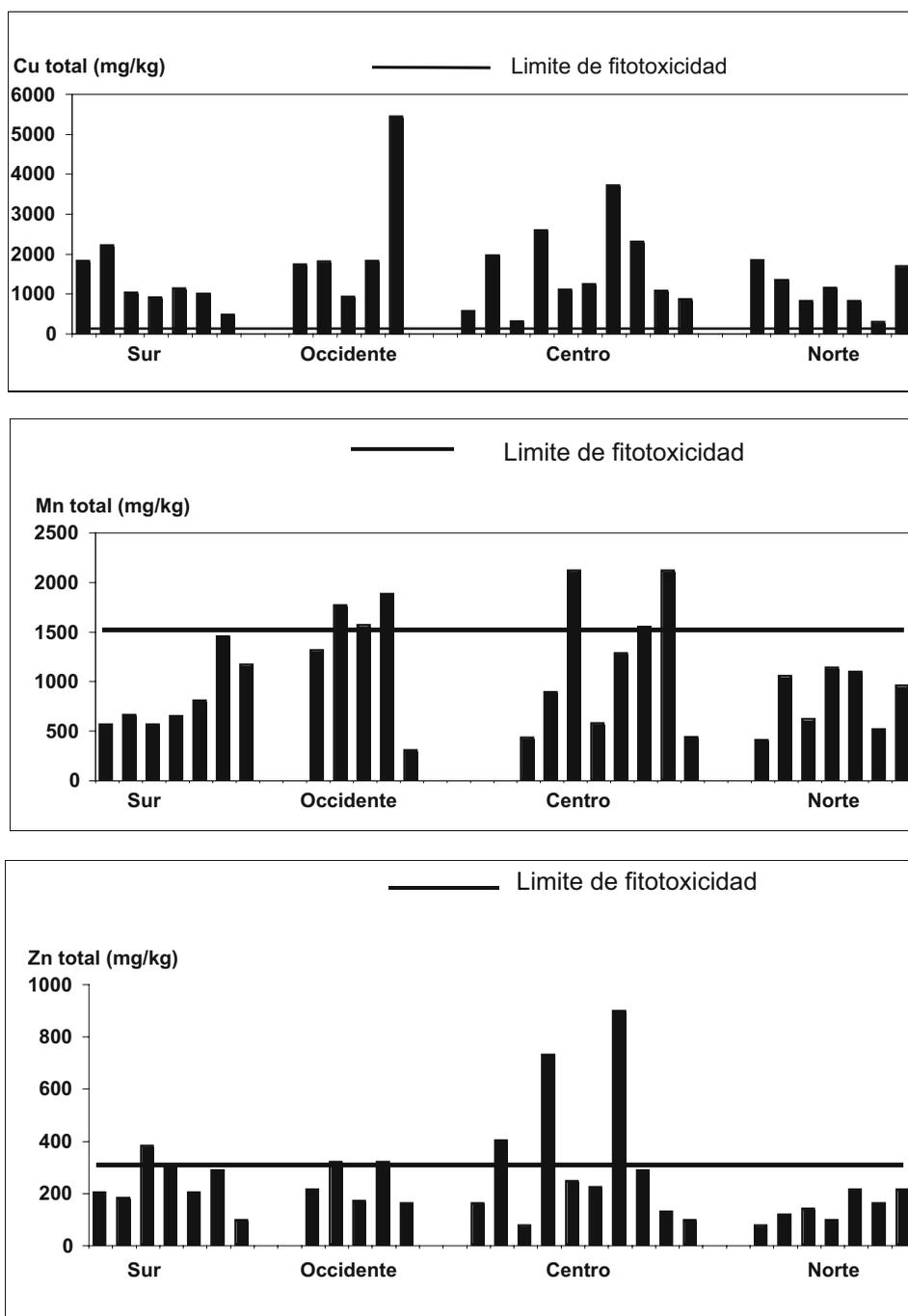


FIG. 2.- Contenidos totales de Cu, Mn y Zn en la escombrera de San Finx y límite de fitotoxicidad propuesto por Tietjen (1975) y Kabata-Pendias y Pendias (1984).

TABLA 4.- Análisis de regresión por pasos para Fe, Cu, Mn y Zn en la fracción biodisponible.

	Variables independientes	R <sup>2</sup>
log Fe biodisponible	% Carbono	0,60
	CICe	0,61
	pH (H <sub>2</sub> O)	0,67
	% Azufre	0,70
log Cu biodisponible	CICe	0,51
	% Carbono	0,53
	pH (H <sub>2</sub> O)	0,60
	% Azufre	0,62
log Mn biodisponible	pH (H <sub>2</sub> O)	0,11
	% Azufre	0,12
	CICe	0,16
	% Carbono	0,19
log Zn biodisponible	CICe	0,39
	% Carbono	0,50
	pH (H <sub>2</sub> O)	0,58
	% Azufre	0,59

DTPA, cabe señalar que se superan los límites de toxicidad para Fe y Cu, no presentando

problemas el resto de los metales pesados determinados (Fig.3).

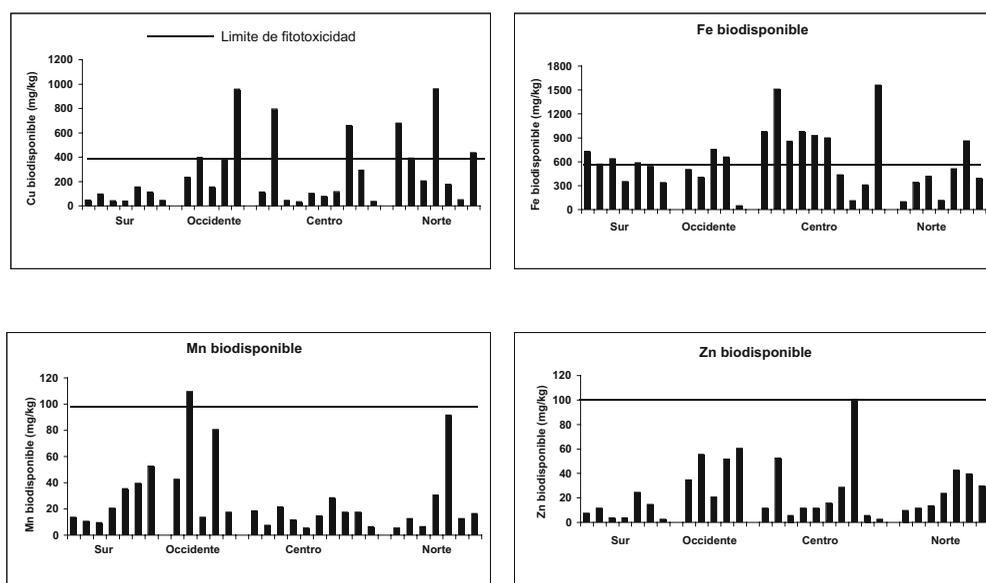


FIG. 3.- Concentración de Cu, Mn, Fe y Zn en la fracción biodisponible y límite de fitotoxicidad propuesto por Schefer (1979).

En cuanto a los metales pesados presentes en las posiciones de cambio, el Cu es el predominante (20-1866 mg kg<sup>-1</sup>) en el 90% de las muestras, seguido de Mn (1-133 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (0-106 mg kg<sup>-1</sup>) y Fe (0,8-37 mg kg<sup>-1</sup>) (Tabla 2). Se han obtenido unas correlaciones altamente significativas ( $p < 0,01$ ) entre las formas biodisponible y cambiante para un mismo metal ( $r = 0,78$  para Cu,  $r = 0,80$  para Mn,  $r = 0,98$  para Zn y  $r = 0,55$  para Fe). En el caso de Cu y Zn, la fracción cambiante representa más del 70% de la biodisponible, el Mn cambiante constituye más del 40% del biodisponible, mientras que el Fe de cambio representa una mínima fracción (entre 0-

6%) del considerado biodisponible. Cu, Mn y Zn cambiables presentan una correlación altamente significativa con la capacidad de intercambio catiónico efectiva ( $= 0,80, 0,72$  y  $0,56$ , respectivamente). Efectuando un análisis de regresión lineal por pasos, se pone de manifiesto que la varianza de las concentraciones de Cu, Mn y Zn de cambio son explicadas en orden decreciente por: la capacidad de cambio efectiva, el contenido de carbono, el pH en agua y el contenido de azufre, explicando entre los cuatro parámetros, un 70% de la varianza del Cu cambiante, un 60% de la del Mn, y un 45% de la del Zn (Tabla 5). El Fe cambiante presenta una correlación

TABLA 5.- Análisis de regresión por pasos para Fe, Cu, Mn y Zn en la fracción cambiante.

	Variables independientes	R <sup>2</sup>
log Fe cambiante	pH (H <sub>2</sub> O)	0,53
	% Azufre	0,59
	CICe	0,60
	% Carbono	0,60
log Cu cambiante	CICe	0,64
	% Carbono	0,65
	pH (H <sub>2</sub> O)	0,66
	% Azufre	0,70
log Mn cambiante	CICe	0,51
	% Carbono	0,59
	pH (H <sub>2</sub> O)	0,59
	% Azufre	0,59
log Zn cambiante	CICe	0,32
	% Carbono	0,37
	pH (H <sub>2</sub> O)	0,43
	% Azufre	0,45

altamente significativa ( $p < 0,01$ ) con el valor del pH en agua ( $r = -0,73$ ) y con el porcentaje de azufre ( $r = 0,77$ ), explicando entre los dos parámetros un 60% de la varianza; la correlación no mejora cuando se introduce, en un análisis de regresión por pasos, la CICe y el porcentaje de carbono (Tabla 5). Esto contrasta con lo señalado para el Fe biodisponible, donde el porcentaje de carbono por sí solo explicaba un 61% de la varianza. El

hecho de que el principal responsable de la varianza del Fe disponible y del Fe en el complejo de cambio sean diferentes, %C y pH en agua respectivamente, parece indicar que la principal fuente de Fe biodisponible son los complejos ligados a la materia orgánica ( $r = 0,78$  entre %C y log Fe disponible), mientras que en el caso del Fe de cambio, el pH ácido favorece la ocupación del complejo de cambio por este elemento ( $r = -0,73$  entre

TABLA 6.- Análisis de regresión por pasos para Fe, Cu y Zn en el extracto acuoso.

	Variables independientes	R <sup>2</sup>
log Fe extracto acuoso	% Carbono	0.11
	CICe	0.15
	pH (H <sub>2</sub> O)	0.20
	% Azufre	0.21
log Cu extracto acuoso	CICe	0.60
	% Azufre	0.63
	pH (H <sub>2</sub> O)	0.68
	% Carbono	0.75
log Zn extracto acuoso	CICe	0.24
	% Azufre	0.34
	pH (H <sub>2</sub> O)	0.45
	% Carbono	0.46

pH y Fe cambiabile), debido al aumento de su solubilidad en condiciones de acidez y la competencia favorable con otros cationes por las posiciones de cambio.

En la fase líquida del suelo, al igual que en el complejo de cambio, el metal pesado más abundante es el Cu (0,11-8,33 mg L<sup>-1</sup>), seguido de Zn (0,05-1,33 mg L<sup>-1</sup>) y Fe (0,1-0,52 mg L<sup>-1</sup>) (Tabla 2). No se han detectado Mn, Ni, Cd, Cr ni Pb. La baja concentración de Fe en los extractos acuosos contrasta con las elevadas cantidades obtenidas con el reactivo Mehlich 3, según las cuales el Fe podría presentarse en niveles fitotóxicos en muchas muestras. Los bajos contenidos de Fe en la fase líquida se pueden explicar teniendo en cuenta la baja solubilidad de los compuestos de hierro, que conduce a una retirada de este elemento de la disolución por procesos de precipitación de hidróxidos, proceso que puede ocurrir incluso a valores de pH inferiores a 3. Efectuando un análisis de regresión por pasos, CICe, % de azufre, pH en agua y % carbono, explican un 75% de la varianza del log Cu presente en el extracto acuoso, un 46% de la varianza del log Zn y tan sólo un 21% de la varianza del log Fe; la falta de explicación del contenido de Fe en los extractos acuosos por parte de algunas propiedades

del suelo, podría deberse a que se obtienen contenidos muy bajos de este elemento en todas las muestras de la fase líquida.

## CONCLUSIONES

Las muestras de la escombrera de la mina objeto de estudio presentan pH ácido, bajos contenidos de C y N, y los modificadores *Ca<sub>1</sub>, Mg<sub>1</sub>, K<sub>1</sub>, h* y *e* de Buol *et al.* (1975), modificados por Calvo de Anta *et al.* (1992), lo que implica un déficit de Ca, Mg y K, saturaciones en Al entre 20 y 60% y baja capacidad de intercambio catiónico efectiva.

El Fe es el metal pesado más abundante, seguido de Cu, Mn, Zn y Cr, tanto en contenidos totales como en la forma biodisponible. Ni, Cd y Pb están por debajo del límite de detección. El % de carbono, pH en agua, capacidad de intercambio catiónico efectiva y % de azufre, explican un alto porcentaje de la varianza de la fracción metálica biodisponible, excepto en el caso del Mn. En las posiciones de intercambio catiónico y en los extractos acuosos, el Cu es el metal pesado más abundante, seguido de Zn, Mn y Fe, este último con contenidos muy bajos en la fase líquida, inferiores a 0,5 mg L<sup>-1</sup>. La fracción cambiabile de Cu y Zn representa más del

70% de la biodisponible, la de Mn un 40%, mientras que el Fe cambiable tan sólo representa un 6% del considerado biodisponible.

Haciendo un diagnóstico de toxicidad a partir de los contenidos totales de metales pesados, se deduce que Cu y en algunos casos Mn y Zn superan los límites de fitotoxicidad. Si el diagnóstico se hace a partir de la fracción biodisponible serían Cu y Fe los metales que superan los límites propuestos.

## REFERENCIAS

- Bardseley, C.E., Landcaster, J.D. (1960): Determination of reserve sulfur and soluble sulfates in soils. *Soil Soc. Am. Proc.* 24, 265-268.
- Bell, F.P., James, B.R., Chaney, R.L., (1991): Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt amended soils. *J. Environ. Qual.* 20, 481-486.
- Benbi, D.K., Brar, S.P.S., (1992): Dependence of DTPA-extractable zinc, iron, manganese and copper availability on organic carbon presence in arid and semiarid soils of Punjab. *Arid Soil Res. Rehabil.* 6, 207-216.
- Bennet, O.L., Mathias, E.L., Armiger, W.H., Jone, J.N., (1978): Plant materials and their requirements for grown in humid regions. En: *Reclamation of drastically disturb lands*, Schaler, F.W. and Sutton P. (eds.), Madison.
- Bhogal, N.S., Sakal, R., Singh. A.P., Sinha, R.B., (1993): Micronutrient status in Aquic Ustifluvents and Udifluvents as related to certain soil properties. *J.Indian Soc. Sci.* 41, 75-78.
- Bower, J.F., Bond, J.J., Sandoval, F.M., Willis, W.O. (1974): Nitrificación in Paleocene shale. *Science* 183, 1077.
- Buol, S.W., Sanchez, P.A., Cate, R.B., Granger, M.A. (1975): Soil fertility capability classification for fertility management. En *Soil Management in Tropical America*, E. Bornemisza y A. Alvarado (eds.), pp. 126-141. North Carolina State Univ., Raleigh.
- Calvo de Anta, R., Macías, F., Riveiro, A. (1992): *Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de la Coruña*. Diputación Provincial de La Coruña (eds.). La Coruña.
- Coppin, N.J., Bradshaw, A.D., (1982): The establishment of vegetation in quarries and open pit non-metal mines. En: *Mining Journal Books Ltd.*, London.
- Evangelou, V.P. y Karathanasis, A.D., (1984): Reactions and mechanisms controlling water quality in surface-mined spoils. Symp. Of the reclamation of lands disturbed by surface mining. Am. Soc. Surf. Min. Recl., Owensboro, KY. pp.213-247.
- Fernández Marcos, M.L. (1997): Evaluación en cámara de crecimiento de tres métodos de determinación de fósforo asimilable en suelos no calcáreos. *Edafología* 3-1, 189-203.
- Guitian, F. y Carballas, T. (1976): *Técnicas de análisis de suelos*. (ed.) Pico Sacro, Santiago de Compostela. 288 pp.
- Hons, F.M. y Hossner, L.R. (1980): Soil nitrogen relationships in spoil material generated the surface mining of lignite coal. *Soil Sci.* 129, 222-228.
- Howard, J.L., Amos, D.F., Daniels, W.L. (1988): Phosphorus and potassium relationship in Southwestern Virginia coalmine spoils. *J. Environ. Qual.* 17, 695-700.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (1984): *Trace elements in soils and Plants*. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.
- Leirós, M.C., Gil, F., Carballas, M., Codesido, C., González Sangregorio, M.V., Seoane, S., Guitián Ojea, F. (1989): Recuperación de las escombreras de minas de lignito en Galicia. I. Caracterización de los materiales estériles. *Anal. Edaf. Agrobio.*, 48, 85-100.
- Leita, L., de Nobili, M., Pardini, G., Ferrari, F., Sequi, P. (1989): Anomalous contents

- of heavy metals in soils and vegetation of a mine area in S.W. Sardinia, Italy. *Water Air Soil Poll.* 48, 423-432.
- Mehlich, A., 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15, 1409-1416
- Monterroso, C., Alvarez, E., Macías, F., (1994): Caracterización de los suelos de la escombrera de la Mina Puentes (La Coruña) en proceso de restauración ambiental. *Cuad. Lab. Xeol. Laxe* 18, 355-364.
- Monterroso, C.; Alvarez, E.; Fernández-Marcos, M.L.; Macías, F., (1999): Evaluation of mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. *Land Degrad. Develop.* 10, 35-48.
- Olsen, S.R., Sommers, L.E., (1982): Phosphorus. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds.), Madison, Wisconsin, EEUU.
- Peech, L., Alexander, L.T., Dean, L.A., (1947): Methods of soil analysis fertility investigations. USDA Cir. n° 8.
- Pérez, A., Calvo, R., (1992): Soil pollution in copper sulphide mining areas in Galicia (NW Spain). *Soil Technology* 5, 271-281.
- Pietz, R.I., Carlson, C.R., Peterson, J.R., Zang, D.R., Lue-Hing, C., (1989): Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material. II. Effect on revegetation. *J. Environ. Qual.* 18, 168-173.
- Pulford, L.D., (1991): A review of methods to control acid generation in pyritic coal mine waste. En: *Land reclamation: an end to dereliction?*, M.C.R. Davies (ed.). pp. 269-278. Elsevier Applied Science, London.
- Quintás, I., (1997): *Caracterización y posibilidades de recuperación de antrosoloes de canteras y minas de Galicia*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Quintás, y Macías, F., (1992): Datos para la recuperación de suelos de mina de Galicia: capacidad natural y alternativas de mejora. *Cuad. Lab. Xeol. Laxe* 17, 97-106.
- Schafer, W.M. (1979): Variability of minesoils and natural soils in Southeastern Montana. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 1207-1212.
- Sims, J.T. y Kline, J.S. (1991): Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 20, 387-395.
- Taylor, E.M., Shuman, G.E., (1988): Fly ash and lime amendment of acidic coal spoil to aid revegetation. *J. Environ. Qual.* 17, 120-124.
- Taylor, R.N., Ibeabuchi, I.O., Sistani, K.R., Shuford, J.W. (1992): Accumulation of some metals by legumes and their extractability from acid mine spoils. *J. Environ. Qual.* 21, 176-180.
- Taylor, R.N., Ibeabuchi, I.O., Sistani, K.R., Shuford, J.W. (1993): Heavy metal concentration in forage grasses and extractability from some acid mine spoils. *Water Air Soil Pollut.* 68, 363-372.
- Tietjen, C., (1975): Principal problems of the use of city wastes for crop production and soil conservation. *FAO, Soil Bulletin* 27, 221-226.

## CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO DE AZNALCÓLLAR Y SU EVOLUCIÓN EN EL TIEMPO (1998 – 2001)

J. AGUILAR, P. BOUZA, C. DORRONSORO, E. FERNÁNDEZ, J. FERNÁNDEZ, I. GARCÍA, F. MARTÍN, I. ORTIZ y M. SIMÓN

Dpto. Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Campus Fuentenueva s/n, 18002, Granada, España.

**Abstract.** Soil pollution has been studied after the spill of the Aznalcollar's mine (As, Zn, Cd, Cu y Pb) between July 1998 and December 2001, both in total concentrations, as in soluble and bioavailable elements. The main remediation measures realized in that period were: Cleaning-up of the tailings and polluted soils, and application of amendment materials (liming). The results indicate that, after three years, between 50 – 70% of the acidic soils and 25 – 30% of the basic soils are still highly polluted in total arsenic. Only in the saline soils (sector 5) the pollution of this element affect to less than 10% of these areas. In relation to the soluble-in-water arsenic, the limit of 0,04 mg kg<sup>-1</sup> is exceeded in the 15 – 20% of all soils, with the exception of the saline soils. The EDTA-extractable arsenic (bioavailable) exceed the limit of 2 mg kg<sup>-1</sup> only in the acidic sectors (1 and 2).

**Key words:** Aznalcollar, soil pollution, heavy metals, solubility, bioavailability.

**Resumen.** Se ha estudiado la contaminación de los suelos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar (As, Zn, Cd, Cu y Pb) entre Julio de 1998 y Diciembre de 2001, tanto en lo referente a contenidos totales, como a elementos solubles y biodisponibles. Las principales medidas de remediación llevadas a cabo en este periodo fueron: la retirada de lodos y suelos contaminados, y la aplicación de varios materiales encalantes. Los resultados muestran que, tras tres años, entre el 50 – 70% de los suelos ácidos y el 25 – 30% de los suelos básicos presentan aún una elevada contaminación en arsénico total. Solamente en los suelos salinos (sector 5) la contaminación en este elemento no llega a afectar a más del 10% de los mismos. Con respecto al arsénico soluble en agua, superaron el límite de 0,04 mg kg<sup>-1</sup> el 15 – 20% de todos los suelos, excepto los de carácter salino. En cuanto al arsénico extraíble con EDTA (biodisponible), sólo se superó el límite de 2 mg kg<sup>-1</sup> en los sectores ácidos (1 y 2).

**Palabras clave:** Aznalcóllar, contaminación de suelos, metales pesados, solubilidad, biodisponibilidad.

### INTRODUCCIÓN

El 25 de Abril de 1998 la rotura del dique de contención de la balsa de acumulación de estériles de la mina de pirita de Aznalcóllar (Sevilla), vertió a los ríos Agrio y Guadiamar

unos 36 x 10<sup>5</sup> m<sup>3</sup> de aguas ácidas (fase líquida) y 9 x 10<sup>5</sup> m<sup>3</sup> de lodos (fase sólida) con altas concentraciones de azufre, hierro y otros elementos contaminantes, afectando un área de unos 43 km<sup>2</sup>. Los principales contaminantes en los suelos fueron: Zn, Pb,

Cu, As y Cd. La mayor parte del Cu, Zn y Cd penetraron en el suelo a través de la fase líquida, mientras que los otros elementos lo hicieron fundamentalmente como parte de la fase sólida (Simón *et al.*, 1999). Como consecuencia del secado y aireación de los lodos, los sulfuros se oxidaron a sulfatos, el pH descendió bruscamente debido a la formación de ácido sulfúrico y los contaminantes se solubilizaron (Alastuey *et al.*, 1999; Simón *et al.*, 2001). Los sulfatos, Zn, Cd y Cu solubles en agua se incrementaron de forma intensa (se solubilizó el 45% del Cu total y el 65% del Zn y Cd) y rápida (los valores más altos se alcanzaron a los 25 días del vertido). Mientras que el incremento en As y Pb soluble fue menos intenso (menos del 2,5% del contenido total pasó a formas solubles) y menos rápido (los valores más altos se alcanzaron a los 40 días del vertido). Las lluvias posteriores infiltraron en el suelo las aguas ácidas y contaminadas procedentes del lodo, incrementando los contenidos medios en Zn y Cu en los primeros 10 cm entre 2 y 2,5 veces, en As y Pb entre 3 y 3,5 veces y en Cd 4,5 veces (Simón *et al.*, 2001).

La primera medida de remediación fue la retirada de lodos, durante la cual se eliminó también parte de los suelos contaminados (primavera-verano de 1998). En una segunda etapa (primavera-verano de 1999) se procedió a la limpieza de los sectores más contaminados, encalado generalizado de toda la cuenca afectada y mezcla del encalante (espuma de azucarera) mediante arado de los suelos. En una tercera etapa (primavera-verano de 2000) se volvieron a limpiar las zonas más contaminadas y se adicionaron materiales orgánicos y otros arcillosos de color rojo ricos en hierro, mezclándose todos ellos mediante arado de los primeros 20 cm de los suelos.

El objetivo de este estudio ha sido caracterizar la contaminación de los suelos afectados por el vertido (no sólo en lo referente al contenido total de los distintos contaminantes

sino también en cuanto a su solubilidad y biodisponibilidad) y controlar su evolución en el tiempo, a fin de conocer el estado de contaminación a los tres años del vertido y evaluar los resultados de las diferentes medidas de remediación.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó a partir de un muestreo sistemático-aleatorio, en el que el área afectada se subdividió por medio de una rejilla centrada de 400 m de lado, a partir de la cual se seleccionaron un total de 100 puntos de muestreo georeferenciados (GPS) repartidos homogéneamente. En cada punto, se tomaron muestras compuestas, mezclando 250 g de suelo de cada una de las cuatro esquinas y el centro de un cuadrado de 10 m de lado, a las profundidades de 0 – 10 cm, 10 – 30 cm y 30 – 50 cm, obteniéndose por tanto, tres muestras compuestas por cada punto de muestreo. El primer muestreo se realizó en 1998, inmediatamente después de las labores de retirada de lodos; el segundo muestreo, realizado en 1999, se llevó a cabo tras la segunda fase de remediación; y el tercer muestreo, en 2001, después de la tercera fase.

Todas las muestras fueron secadas al aire y tamizadas a 2 mm, calculando el porcentaje en gravas (> 2 mm) y tierra fina (< 2 mm). Los análisis de laboratorio se realizaron con la fracción tierra fina. La textura se realizó por el método de la pipeta (Loveland y Whalley, 1991). El pH se midió en una suspensión suelo:agua de 1:2,5. El contenido en carbonato cálcico equivalente según el método de Bascomb (1961). Carbono y azufre totales se analizaron por combustión seca a 1100°C con un equipo LECO-SC32. El carbono orgánico se determinó por la diferencia entre el carbono total y el inorgánico procedente del CaCO<sub>3</sub>. La capacidad de intercambio catiónico se determinó con acetato sódico 1N a pH 8,2. Los elementos contaminantes se anali-

zaron, previa molienda muy fina y digestión en ácidos fuertes, mediante ICP-MS con un espectrómetro PE SCIEX ELAN-5000A. Las formas solubles en agua de los elementos contaminantes se midieron directamente en el extracto de la pasta saturada, previa acidificación con  $\text{HNO}_3$  concentrado, y las bio-disponibles se extrajeron con EDTA 0,05M a pH 7 según Quevauviller *et al.*, (1998); los elementos de ambos extractos se analizaron también por ICP-MS.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Propiedades de los suelos afectados

El análisis de conglomerados jerárquicos (Cluster) mediante el método de la distancia euclídea al cuadrado, en el que se utilizaron todas las propiedades de los suelos, dio como resultado la división de la cuenca en 5 sectores (Fig. 1). En cada uno de ellos las propiedades de los suelos eran relativamente homogéneas y significativamente diferentes de las de los



	1	2	3	4	5
pH	5.8	5.9	7.7	7.8	8.0
CaCO <sub>3</sub> (%)	< 2	< 1	≈ 10	5 - 10	> 10
Grava (%)	< 10	> 35	< 10	< 10	< 10
Textura	Franca	Franco arenosa	Franco arcillo limosa	Franca	Arcillo limosa
C.O. (%)	≈ 1	< 0.5	≈ 1	≈ 1	1 - 2
C.I.C. (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	15 - 20	< 10	15 - 20	10 - 15	> 20

FIGURA 1. Distribución espacial de los 5 sectores y valores medios de las principales propiedades de sus suelos. (C.O.: carbono orgánico, C.I.C.: capacidad de intercambio catiónico)

demás. En todos los casos, las diferencias de las propiedades de los suelos en profundidad no fueron significativas, indicando su escasa evolución. Los suelos de los sectores 1 y 2, localizados en la parte superior de la cuenca, son ácidos, con poco o ningún  $\text{CaCO}_3$  y se diferencian en la textura, franca en el sector 1 y franco-arenosa con mayor contenido en gravas en el sector 2. Los suelos de los sectores 3, 4 y 5 son neutros o ligeramente básicos y tienen un contenido en  $\text{CaCO}_3$  mayor al

5%, diferenciándose también en función de la textura: franco-arcillosa en los suelos del sector 3, franca en los del sector 4 y arcillo-limosa en los del sector 5.

El contenido en  $\text{CaCO}_3$  en los primeros 10 cm de los suelos se incrementó ligeramente en 1999 como consecuencia de la adición de espuma de azucarera, no obstante, el pH apenas experimentó variación en relación a 1998 (Fig. 2). La solución ácida que se fue formando como consecuencia de la

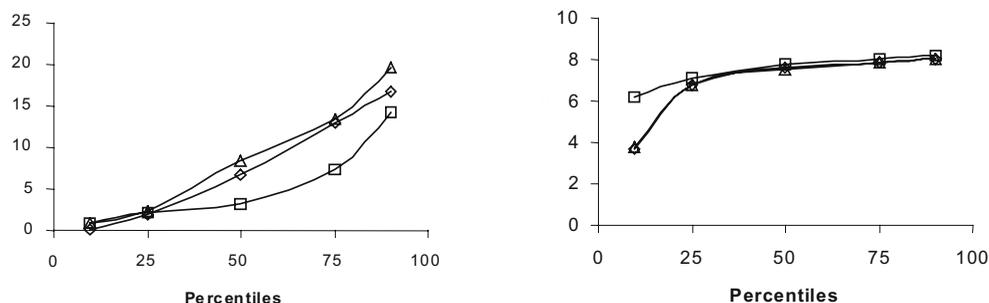


FIGURA 2. Percentiles del contenido en  $\text{CaCO}_3$  y pH de los 10 primeros cm de los suelos en los tres muestreos. ( $\diamond$ : 1998;  $\triangle$ : 1999;  $\square$ : 2001)

oxidación del lodo residual, fue neutralizada por el  $\text{CaCO}_3$  del suelo (tanto añadido en la enmienda como presente originalmente en cada suelo), lo que dio lugar a un claro descenso del contenido en  $\text{CaCO}_3$  en 2001. Este descenso en relación a 1998 y 1999 indica que las cantidades añadidas como enmienda fueron insuficientes para neutralizar la acidez generada, meteorizándose parte de los carbonatos originales. No obstante, el pH de los suelos experimentó un claro incremento en 2001, especialmente en los suelos más ácidos. Si excluimos a las enmiendas calizas (por insuficientes) como responsables del incremento del pH, éste debe haberse producido como consecuencia de la homogeneización de los primeros 20 cm de los suelos, dado que la contaminación y acidificación se

produjo fundamentalmente en los primeros 10 cm (Simón *et al.*, 2001).

### Contaminación de los suelos

Desde la retirada de los lodos hasta el final de nuestras experiencias, en general, el contenido total en los diferentes elementos contaminantes fue decreciendo progresivamente (Fig. 3). Si tenemos en cuenta que los distintos contaminantes se concentraron fundamentalmente en los primeros 10 cm, sin afectar de forma considerable al subsuelo y a las capas freáticas (Simón *et al.*, 1999, 2001, 2002; Dorronsoro *et al.*, 2002), la disminución de la contaminación habría que atribuirlo tanto a las labores de limpieza de las zonas más contaminadas como al arado y homogeneización de los primeros 20 cm

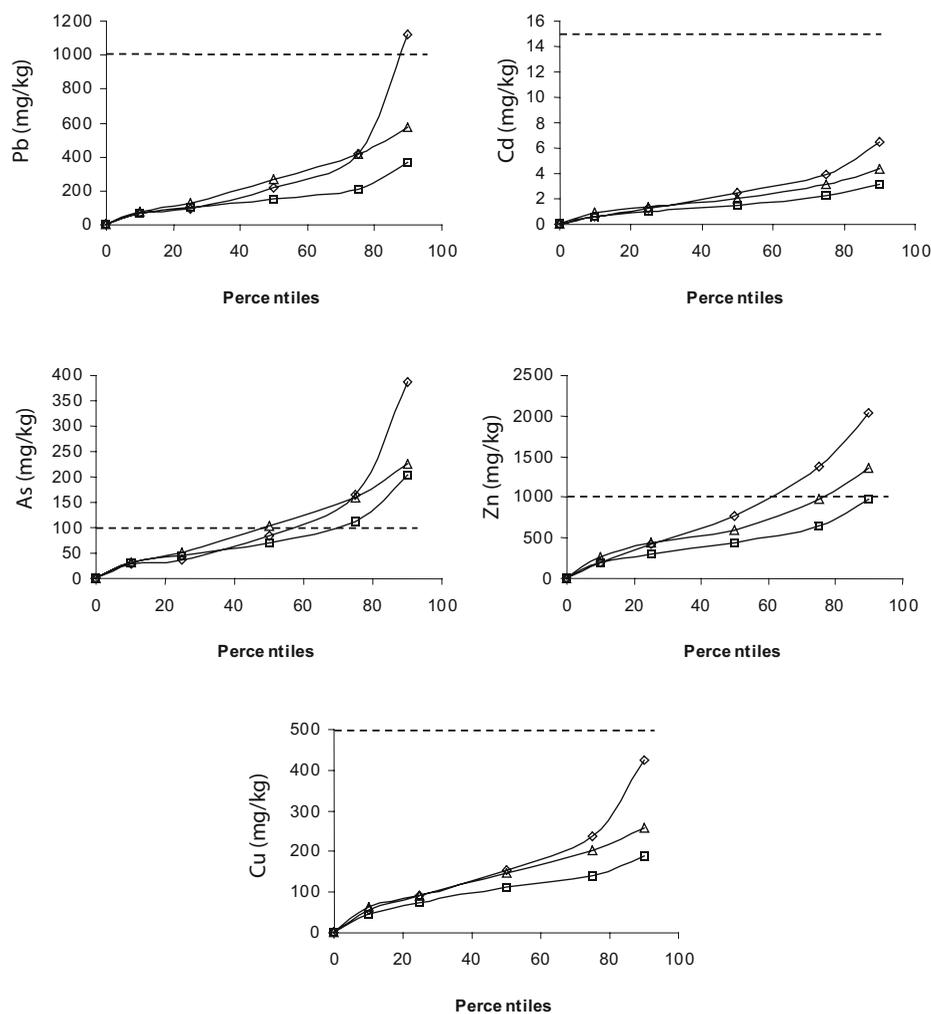


FIGURA 3. Percentiles del contenido total en Pb, Cd, As, Zn y Cu en los 10 primeros cm de todos los suelos en los tres muestreos. (◇: 1998; △: 1999; □: 2001; Línea discontinua = nivel de intervención en parques naturales y zonas forestales, Aguilar *et al.*, 1999)

de los suelos y, en menor medida, al efecto diluyente de los distintos productos añadidos al suelo (espuma de azucarera y materiales orgánicos y arcillosos).

Estas diferentes medidas de regeneración consiguieron que en 2001 el contenido total en Cu, Zn, Cd y Pb de los 10 primeros cm de

los suelos no supere los niveles de intervención para parques naturales y zonas forestales ( $500 \text{ mg kg}^{-1}$  para el Cu,  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  para el Pb y Zn y  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  para el Cd; Aguilar *et al.*, 1999) en prácticamente la totalidad de los suelos muestreados. No obstante, estas medidas fueron menos efectivas en la disminución

del contenido en As que, si bien redujo su contenido en las áreas más contaminadas (especialmente entre 1998 y 1999), posteriormente se ha mantenido prácticamente constante y con valores altos (más del 55% de las muestras estudiadas por nosotros en 2001 superaron el nivel de intervención de 100 mg kg<sup>-1</sup>: Aguilar *et al.*, 1999) (Fig. 3).

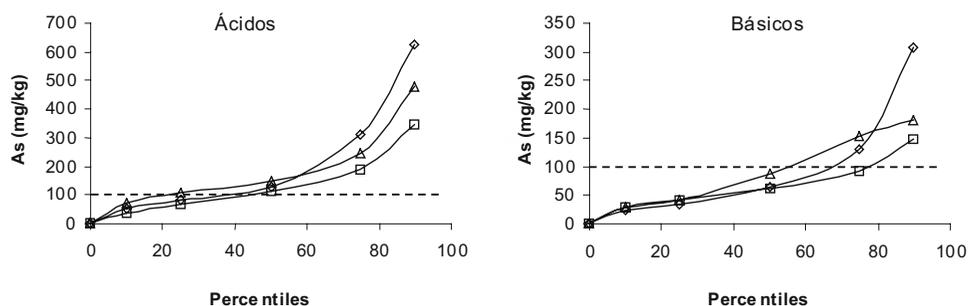


FIGURA 4. Percentiles del contenido total en As en los 10 primeros cm de todos los suelos de los sectores ácidos (1 y 2) y básicos (3, 4 y 5) en los tres muestreos. (◊: 1998; △: 1999; ◻: 2001; Línea discontinua = nivel de intervención en parques naturales y zonas forestales, Aguilar *et al.*, 1999)

As sigue siendo más importante, superando los 100 mg kg<sup>-1</sup> casi el 70% de los suelos del sector 1 y el 45% de los suelos del sector 2. Por el contrario, en los sectores básicos y con carbonatos, la contaminación es claramente inferior, superándose el nivel crítico de 100 mg kg<sup>-1</sup> en el 20% de los suelos estudiados en los sectores 3 y 4 y en sólo el 10% de los suelos del sector 5.

#### Concentración en elementos solubles y biodisponibles

En este tipo de contaminación no interesa tanto conocer la cantidad total de elementos contaminantes como las formas en las que éstos se presentan, especialmente las formas solubles y biodisponibles que son las que podrán moverse tanto en el suelo como en el paisaje y ser absorbidas por los organismos (animales y vegetales) que colonizan el ecosistema. Los niveles máximos permitidos

Por tanto, se puede considerar que, a los tres años del vertido y después de las labores de limpieza realizadas, los suelos aún presentan una elevada contaminación en As. No obstante, esta contaminación no se distribuye por igual en los diferentes sectores (Fig. 4).

Así, en los sectores 1 y 2 (ácidos y des-carbonatados) es donde la contaminación en

en suelos (mg kg<sup>-1</sup>) para las formas solubles en agua y para los elementos considerados se muestran en la Tabla 1.

TABLA 1. Límites máximos permitidos (mg kg<sup>-1</sup>) para las formas solubles en agua de los elementos considerados.

Elemento	Límites permitidos (mg kg <sup>-1</sup> )	Autor
Cd	0,03	Ewers, 1991
Zn	0,5	Ewers, 1991
Cu	0,7	Ewers, 1991
Pb	1,0	Ewers, 1991
As	0,04	Bohn <i>et al.</i> , 1985

Con respecto al As, principal contaminante como se ha puesto de manifiesto anteriormente, su solubilidad disminuyó rápidamente entre 1998 y 1999 (Fig. 5), indicando un paso rápido de este elemento a formas precipitadas; no obstante, esta precipitación

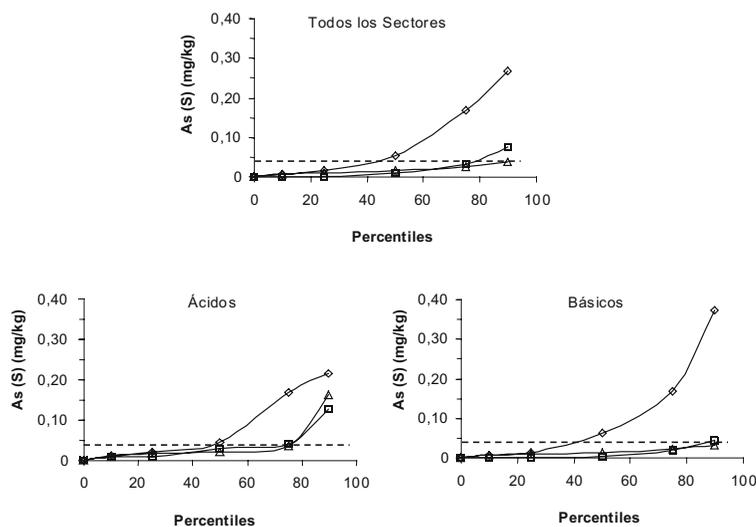


FIGURA 5. Percentiles del contenido en arsénico soluble en agua [As(S)] en los 10 primeros cm de todos los suelos, en los sectores ácidos (1 y 2) y básicos (3, 4 y 5) en los tres muestreos. (◊: 1998; △: 1999; □: 2001; Línea discontinua = nivel máximo permitido, Bohn *et al.*, 1985)

no parece progresar en el tiempo, de manera que el contenido en As soluble no varía significativamente entre 1999 y 2001, e incluso se incrementa en los sectores más contaminados (Fig. 5). En 2001, el 19% de los suelos ácidos (sectores 1 y 2) superan el valor crítico de 0,04 mg kg<sup>-1</sup> (Bohn *et al.*, 1985), disminuyendo este valor hasta el 10% en el caso de los sectores básicos, siendo el sector 5 el único donde el As(S) no supera dicho valor crítico en ninguna de las muestras analizadas. Por tanto, la solubilidad del As no parece estar relacionada con el pH del suelo, sino más bien con la precipitación y cristalización de los óxidos de hierro que son los principales encargados de adsorber el As presente en dichas soluciones (Dorrnsoro *et al.*, 2002;

Simón *et al.*, 2002). Por otro lado, la adición de enmiendas de hierro para la precipitación de este elemento, debería estudiarse más detenidamente, ya que la estabilidad de los compuestos formados en estas condiciones parece verse alterada en el tiempo.

Con respecto a los otros elementos contaminantes, si bien ninguno de ellos superaba la concentración total crítica en 2001, no ocurre lo mismo con la concentración soluble, especialmente en el caso del Cu, Zn y Cd; aunque los dos elementos que seguían presentando mayores problemas de solubilidad en 2001 fueron el As, por su ligero pero preocupante incremento con respecto al año anterior, y el Zn que afectaba seriamente a casi el 30% de la superficie ocupada por los suelos ácidos (Tabla 2).

TABLA 2. Superficie afectada (%) por encima de los límites máximos permitidos (Tabla 1), en los suelos ácidos (sectores 1 y 2) y básicos (sectores 3, 4 y 5) en los tres muestreos considerados.

Elemento	Ácidos			Básicos		
	1998	1999	2001	1998	1999	2001
Cd	62	48	13	26	1	3
Zn	96	81	28	70	13	7
Cu	48	48	13	12	3	1
Pb	0	0	0	13	0	0
As	58	15	19	53	6	10

En el caso de los 2 elementos más problemáticos (As y Zn), se analizaron las formas supuestamente biodisponibles (extraídas con EDTA), para obtener más datos a cerca de su movilidad. El arsénico extraído con EDTA [As(EDTA)], al igual que en el caso del arsénico soluble, decrece considerablemente en 1999 en relación a 1998, indicando un paso rápido del As a formas no biodisponibles. No obstante, en los suelos ácidos de los sectores 1 y 2, la disminución de la biodisponibilidad parece detenerse en el tiempo, no variando significativamente entre los muestreos de 1999 y 2001; mientras que, por el contrario, en los suelos de los sectores básicos y carbonatados siguió decreciendo en el tiempo. Este comportamiento hace que en el año 2001, el 40% de los suelos del sector 2 y el 30% de los suelos del sector 1 superen el valor crítico de 2 mg kg<sup>-1</sup> de As extraído con EDTA; mientras que en ninguno de los suelos básicos y carbonatados (sectores 3, 4 y 5) se superó dicho valor crítico.

## CONCLUSIONES

De acuerdo con nuestros resultados, tres años después del vertido, entre el 50 y el 70% de los suelos ácidos y sin carbonatos del norte de la cuenca y entre el 25 y el 30% de los suelos básicos y carbonatados del centro-sur de la zona afectada, aún presentan una elevada concentración de As total; únicamente en los suelos del sector 5, localizado al final del vertido, la contaminación grave en As no superó el 10% de los suelos analizados. Si bien la solubilidad y biodisponibilidad del As disminuyó en el tiempo, en el año 2001 se aprecia un ligero incremento con respecto al año anterior. Entre el 15 y 20% de los suelos de todos los sectores, excepto el 5, superaron el nivel de 0,04 mg kg<sup>-1</sup> de As soluble, y entre el 30 y el 40% de los suelos de los sectores 1 y 2 el nivel de 2 mg kg<sup>-1</sup> de As extraíble con EDTA. Los demás elementos, si bien no superaron los niveles críticos totales en 2001,

sí que superaron en determinadas zonas los niveles máximos permitidos en las formas solubles y biodisponibles, especialmente en los sectores ácidos del norte de la cuenca. En el caso del Zn biodisponible también superó los niveles críticos en el 50% de los suelos del sector 5.

La homogeneización de los primeros 20 cm de los suelos parece ser la práctica más recomendable para disminuir la contaminación. No obstante, si ésta no fuera acompañada del encalado y neutralización de los suelos ácidos, cabría esperar que los contaminantes permaneciesen parcialmente solubles y, con la alta evapotranspiración de la zona, ascendiesen de nuevo a la superficie del suelo, neutralizando así el efecto de la dilución.

## REFERENCIAS

- Aguilar, J., Dorronsoro, C., Galán, E., Gómez, L. (1999): Criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía. Public. Universidad de Sevilla. 252 p.
- Alastuey, A., García-Sánchez, A., López, F., Querol, X. (1999): Evolution of pyrite mud weathering and mobility of heavy metals in the Guadiamar valley after de Aznacóllar spill, south-west Spain. *Sci. Total Environ.* 242 (1-3), 41-55.
- Bascomb, C.L. (1961): A calcimeter for routine use on soil samples. *Chem. Ind.* 45, 1826-1827.
- Bohn, H.L., McNeal, B.L., O'Connor, G.A. (1985): Soil Chemistry. Wiley Interscience. Wiley & Sons, New York. 320 p.
- Dorronsoro, C., Martín, F., Ortiz, I., García, I., Simón, M., Fernández, E., Fernández, J., Aguilar, J. (2002): Migration of trace elements from pyrite tailings in carbonate soils. *J. Environ. Qual.* 31, 829-835.
- Ewers, W. (1991): Standards, guidelines and legislative regulatory concerning metals and their compounds. En E. Merian (Ed.), *Metals and their compounds in the envi-*

- ronment. VCH Publishers. Weinheim, Alemania, 707-711.
- Loveland, P.J. y Whalley, W.R. (1991): Particle size analysis. En K. A. Smith y Ch.E. Mullis (Ed.), *Soil analysis: Physical methods*. Marcel Dekker, New York, 271-328.
- Quevauviller, Ph., Lachica, M., Barahona, E., Gómez, A., Rauret, G., Ure, A., Muntau, H. (1998): Certified reference material for the quality control of EDTA and DTPA extractable trace metal contents in calcareous soils (CRM 6000). *Presenius J. Anal. Chem.* 360, 505-511.
- Simón, M., Ortiz, I., García, I., Fernández, E., Fernández, J., Dorronsoro, C., Aguilar, J. (1999): Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *Sci. Total Environ.* 242 (1-3), 105-115.
- Simón, M., Martín, F., Ortiz, I., García, I., Fernández, J., Fernández, E., Dorronsoro, C., Aguilar, J. (2001): Soil pollution by oxidation of tailings from toxic spill of a pyrite mine. *Sci. Total Environ.* 279 (1-3), 63-74.
- Simón, M., Dorronsoro, C., Ortiz, I., Martín, F., Aguilar, J. (2002): Pollution of carbonate soils in a Mediterranean climate due to a mailing spill. *European J. Soil Sci.* 53, 321-330.



## NORMATIVA SOBRE USO, GESTIÓN Y PROTECCIÓN DEL SUELO EN CATALUÑA

M.T. FELIPÓ ORIOL<sup>1</sup> y J. BOIXADERA LLOBET<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Unitat d'Edafologia. Facultat de Farmàcia. Universitat de Barcelona. Av. Joan XXIII, s/n. 08028 Barcelona.

<sup>2</sup> Secció d'Avaluació de Recursos Agraris. DARP. Generalitat de Catalunya. / Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Av. Rovira Roure, 191. 25198 Lleida.

**Abstract.** A in force legislative collection or none explicitly abolished is presented on soil uses, soil conservation, soil protection and land management; also environmental conservation and protection which is related to soil is included. In order to facilitate its location to any users, the legislative collection has been structured according to soil uses and soil multifunctionality, and taking into accounts the promoting law administrative level (European Community, Spanish State and Catalan Autonomy).

**Key words.** Soil legislation, soil and nature conservation, soil protection, soil rehabilitation, soil degradation prevention, land or soil uses (agricultural use, forest use, pasture land, stockbreeding activities, mining extractive activities, and other economical activities), wetlands, landscape, rural development and agri-environmental measures, land reuse of wastes (organic wastes, farm animal wastes, sewage sludge), water for irrigation, contaminated soil.

**Resumen.** Recopilación de las disposiciones legales vigentes o no derogadas explícitamente sobre usos, conservación, protección y gestión del suelo, y la referente a conservación y protección del ambiente con repercusiones sobre el suelo. Con la finalidad de facilitar el acceso a cualquier usuario, la recopilación se ha estructurado de acuerdo a los usos y multifuncionalidad del suelo y atendiendo el nivel de la administración que ha promovido la normativa (comunitario, estatal o autonómico).

**Palabras clave.** Legislación sobre el suelo, conservación, protección, restauración, prevención, usos del suelo o del territorio (agrícola, forestal, pasto, explotaciones ganaderas, actividades extractivas, actividades económicas), zonas húmedas, paisaje, desarrollo rural y medidas agro-ambientales, valorización de residuos (orgánicos, animales, lodos de depuradora), aguas para riego, suelos contaminados.

### INTRODUCCIÓN

A diferencia de los otros componentes naturales que conforman el ambiente – agua y aire - el suelo es un medio heterogéneo y complejo que está sujeto a derechos de propiedad. Al ser un sistema natural que posee numerosas y variadas funciones, los humanos

lo han usado desde tiempos remotos para fines diversos. Este recurso frágil y fácilmente vulnerable, no es renovable a corto plazo, puesto que se forma y regenera muy lentamente. En caso de degradarse se produce una pérdida de calidad que, irremediadamente, repercute en las funciones.

Con el fin de asegurar el uso sostenible del suelo, uso que no debería superar su capacidad de renovación (o resiliencia) y que le permite mantener las funciones, sería necesario planificar el uso y la gestión de acuerdo con las aptitudes que el suelo posea. Es decir, no debería utilizarse por encima de aquel umbral que pueda ocasionarle un estado de degradación difícilmente reversible, ya que esto imposibilitará su posterior recuperación o, en la situación más favorable, restringirá los posibles usos; cuando esto no sea posible, es imprescindible restringirlo al mínimo de situaciones y limitarlo a los suelos de aptitud más baja. Por tanto, es preciso orientar la gestión del suelo de tal manera que a los sistemas tecnológicos, empleados para su manejo, se les incorporen también principios ecológicos y socio-económicos.

Estas razones son más que suficientes para comprender que con el fin de asegurar la conservación del suelo y protegerlo de una posible degradación, este recurso debe estar sujeto a un conjunto de normativas. Sin embargo, a diferencia de lo que ha sucedido con los otros componentes del ambiente, el marco legislativo ha tratado al suelo de forma muy dispersa e incluso, a veces, poco coherentemente. Estas circunstancias dificultan la localización y acceso a la legislación relacionada, fundamentalmente a los profesionales no vinculados a aspectos legales.

Dada la diversidad de condiciones que afectan la transferencia de competencias del Estado a las diversas CCAA y la imposibilidad, a efectos prácticos y por extensión, de recoger la legislación de cada una de ellas, se ha considerado de interés incluir la normativa que rige en una, la de la Comunidad Autónoma de Cataluña. A pesar de ello, la recopilación retiene su validez para ilustrar la complejidad de la misma. Aún conociendo que, en determinados casos, la administración local que participa en el ordenamiento administrativo ha reglamentado algunos aspectos, por razones prácticas la referencia se omite casi siempre.

Existen innumerables compilaciones sectoriales de la legislación para la mayoría de usos del suelo, fundamentalmente en los ámbitos agrario, forestal y urbano, algunas sobre aspectos ambientales (Folch, 1988; Legislació Ambiental de Catalunya, 1993; Ecoiuris, 1994-.. ; Serra i Font, 1998; Secretaria General Técnica del MMA, 2001), pero son prácticamente inexistentes aquellas que recogen la multifuncionalidad del suelo, recientemente (Alcañiz *et al.*, 2002) realizaron una sinopsis orientada en esta dirección.

La recopilación de la normativa, que se presenta y adjunta como Anexo I, se ha elaborado con la finalidad de facilitar el acceso a la innumerable legislación aplicable al suelo que existe, y con el deseo y confianza de que pueda ser útil a los diversos usuarios del suelo: tanto para aquellos que lo utilizan como medio de producción, de soporte, como fuente de materias primas o para el reciclado de residuos; como para los estudiosos de este recurso – edafólogos-. También, y porqué no, va dirigida a otros profesionales interesados en los aspectos legislativos concernientes a este recurso.

Los objetivos de la revisión de la legislación sobre uso, protección y gestión del suelo son, por una parte, obtener una primera aproximación de la normativa existente en esta materia, y por otra, poner de relieve algunas de las características esenciales de la misma.

Es evidente que las apreciaciones aquí presentadas no pueden desligarse de la experiencia profesional de los autores, que en este caso es aquella ligada al suelo como recurso natural, y a su uso básicamente desde un punto de vista agrario, y no el de especialistas en textos jurídicos.

Una valoración exhaustiva y con profundidad de la legislación existente desde el punto de vista de su efectividad para la protección del suelo está fuera del alcance de este trabajo. Únicamente se harán, desde el punto de vista anterior, algunas observacio-

nes que entendemos pueden ser de utilidad en futuros desarrollos legislativos para la protección del suelo.

Aún cuando a lo largo del texto se utilizan los términos conservación del suelo y protección del suelo, se considera que éste último comprende al primero.

## METODOLOGÍA

Las fuentes básicas de información utilizadas han sido las publicaciones periódicas oficiales y sus correspondientes bases de datos - DOCE, BOE y DOGC -, así como las recopilaciones realizadas por diversos organismos - AEMA, CE, DMA, DARP, FAO, MMA, MAPYA - (el significado de los acrónimos citados figura en el apartado fuentes de información); también se ha recurrido a las compilaciones ambientales reseñadas anteriormente. La recopilación se ha iniciado a partir de la sinopsis (Alcañiz *et al.*, 2002) anteriormente citada. El enfoque empleado no es el del purista, y es evidente que no ha sido elaborado por juristas.

La estructura se ha organizado en apartados de acuerdo con los usos básicos del suelo - agrario, forestal, pastos, explotaciones ganaderas - y las actividades antrópicas y/o económicas más habituales, ambos criterios permiten incorporar casi todas las funciones que posee el suelo. Se han considerado también las intervenciones de identificación o de rehabilitación de suelos degradados que están reguladas. Al final, se incluyen dos apartados, uno referente a los instrumentos para la protección del ambiente y otro sobre la conservación de la naturaleza, por tener ambos repercusiones, aunque indirectamente, sobre el suelo y su calidad.

A se relaciona el índice de la recopilación:

- I. Asignación de usos al suelo
- II. Suelos agrarios
  - Producción agraria
  - Producción integrada

- Producción agraria ecológica o agricultura ecológica

### III. Productos aplicables al suelo

- Fertilizantes y afines
- Fitosanitarios, plaguicidas y/o biocidas
- Lodos de depuración de aguas residuales
- Gestión de residuos
- Prevención de la contaminación de las aguas por nitrógeno de origen agrario
- Aguas para riego

### IV. Forestal

### V. Pastos

### VI. Explotaciones ganaderas

### VII. Zonas húmedas

### VIII. Restauración de espacios afectados por actividades extractivas

### IX. Actividades económicas

### X. Suelos contaminados

### XI. Instrumentos para la protección del ambiente

- Sustancias peligrosas
- Evaluación de impacto ambiental (EIA)
- Prevención y control integrado de la contaminación (IPCC)/ Intervención integral de la administración ambiental (IIAA)
- Iniciativas para la protección del suelo
- Otras medidas para la protección del ambiente

### XII. Conservación de la naturaleza

Con la finalidad de facilitar la consulta y no repetir la misma normativa en diferentes apartados, se han establecido algunos subapartados de temática específica. Al inicio de ambos niveles, se relacionan (en cursiva) las palabras clave de los conceptos o términos incluidos en cada uno de ellos. Así mismo, se diferencian categorías que obedecen a los diferentes niveles administrativos básicos - comunitario, estatal y autonómico-. Además, se ha considerado aquella normativa comuni-

taria que se encuentra en fase de preparación o de revisión, recogíendola en un epígrafe como “estrategia comunitaria”. El contenido se ha ordenado cronológicamente según la fecha de publicación, por tanto al margen del rango legislativo.

Únicamente se citan los códigos de identificación de aquellas normas que han sido modificadas por otras o derogadas con posterioridad, sin indicar el título de la norma originaria. Cuando se ha considerado oportuno, se señalan los rasgos más significativos de la norma. Por su interés práctico, se indican también los planes y/o programas de aplicación derivados de la legislación en uso y aquellos manuales editados por la administración autonómica relativos a la aplicación de alguna normativa, para ambos casos se cita el organismo con responsabilidad sobre los primeros o encargada de la edición de los segundos.

Se ha procurado evitar la incorporación de cualquier normativa sobre la estructura administrativa, a no ser que su contenido obligara a ello, tampoco se ha recogido la transferencia de competencias a la Generalitat de Catalunya, o el acceso a la información relativa al ambiente. Así mismo, se ha procurado evitar la cita de cualquier disposición establecida para proteger y conservar la calidad de otros componentes del ambiente, a no ser que repercutiese también directa o indirectamente sobre el suelo.

La recopilación, que se presenta y se adjunta en el Anexo I, contiene la legislación vigente o no derogada explícitamente, aplicable hasta fecha de hoy -31 de diciembre de 2002-. Para mantener la recopilación actualizada será preciso realizar una revisión y addenda anual.

## DISCUSIÓN

La normativa existente rehuye, en general, ofrecer una definición de suelo, sí bien en el caso de aquella más sectorial (por ejemplo:

agrícola, forestal, o alguna sobre la prevención de su degradación, etc.) la descripción va implícita con el enfoque adoptado. La carencia de una definición del objeto a utilizar, gestionar o proteger no es banal, por cuanto dificulta, en muchos casos, ir más allá de su uso y poder llegar a plantear políticas de protección del mismo.

El propio hecho de que suelo sea un término polisemántico, con multitud de significados en función del usuario y de la disciplina que lo utilice, explica en sí mismo la dificultad de una recopilación y análisis sobre la legislación del suelo.

El punto de vista que adopta el legislador frente al suelo es muy variado y no siempre coincide con el de “suelo como recurso natural” que es, a nuestro entender, el que debería adoptarse siempre, y al que el edafólogo –como practicante de una disciplina integradora– sería más proclive.

Al enfoque del suelo como recurso natural, debería añadirse que no es renovable a escala humana, lo que unido al de su heterogeneidad espacial a diferentes escalas, conlleva diversas aptitudes de uso según sus atributos. En este contexto, y especialmente en el de la presente crisis ambiental, el suelo es un recurso limitado donde, por ejemplo, las posibilidades de crear “suelo fértil” están muy limitadas a unas pocas situaciones (por ejemplo, transformaciones en regadío) que a su vez requieren un análisis profundo.

Entre los muchos enfoques con que se podría y debería abordar un análisis de la normativa existente, hay uno que parece especialmente interesante, el de las funciones del suelo - tal y como las presenta, por ejemplo, AEMA (2000) y recogidas por la CE en [COM (2002), 179 final] - que ha servido para realizar la presente recopilación. La preservación de dichas funciones es el objeto de las más modernas normativas de protección del suelo en algunos países y probablemente debería impregnar toda la normativa que a él se refiera.

Claramente implícito en dichas funciones está el papel de interfase dinámica de la edafosfera con otras “esferas” del ambiente y que en muchas ocasiones intentan protegerse mediante legislación sobre usos del suelo obviando, por desconocimiento, el papel que éste juega.

Otro criterio que debe introducirse en un análisis preliminar es hasta que punto las distintas normativas contemplan un uso sostenible del suelo, dentro del concepto más amplio de desarrollo sostenible (WCED, 1987).

Un somero análisis, dentro del contexto antes descrito, de la normativa existente sobre uso, gestión y protección del suelo pone de relieve:

- El ingente volumen de normas que de una manera central o colateral se ocupan del uso, gestión y protección del suelo. Existe pues una gran dispersión normativa, tanto es así que la propia Comisión Europea (CE) ha emprendido iniciativas para simplificar la legislación agraria [COM (2001), 48 final], fundamentalmente dirigida a los diferentes sectores productivos, y la ambiental [COM (2002), 412 final]. Sin duda la simplificación debería mejorar la claridad, transparencia y acceso. La CE ha manifestado, por otra parte, la intención de generar nueva normativa, hecho que se pone de relieve tanto en el último “Programa de Acción sobre Medio Ambiente” (Decisión 1600/2002/EC), como de forma explícita en “Hacia una estrategia temática para la Protección del Suelo” [COM (2002), 179 final], este último documento propone realizarlo incorporando medidas preventivas en la nueva legislación e integrando el suelo en otras políticas sectoriales. Por tanto es de esperar que estas declaraciones de intención sirvan, en un futuro, para facilitar la integración y simplificación de la normativa referente al suelo.

- El predominio de los enfoques sectoriales sobre los globales. Aun cuando en muchos casos existe una jerarquía en la legislación, que en sus niveles más altos debe

asegurar, por ejemplo, un uso sostenible, en términos prácticos su aplicación en los niveles inferiores genera, en no pocas ocasiones, procesos de degradación del suelo.

- La existencia de normativa generada a distintos niveles: comunitario, estatal y autonómico. A ello habría que añadir que diversos tipos de manifestaciones (acuerdos, convenios o conferencias) internacionales o intergubernamentales, promovidas con la finalidad de fomentar la conservación de la naturaleza e impulsar un uso racional de los recursos naturales, a menudo son los impulsores de nueva legislación. En el Anejo II, se recogen aquellos acontecimientos que directa o transversalmente consideran al suelo.

- La considerable antigüedad de alguna normativa, como ejemplo la Ley de 20 de julio de 1955, sobre conservación y mejora de suelo agrícola, que necesitaría ser adaptada a los cambios sociales, económicos y tecnológicos acaecidos.

- Con gran frecuencia, la legislación tiene por objeto atender las demandas de suelo, es decir, facilitar los cambios de uso que demanda el acelerado crecimiento económico.

La legislación actual sobre asignación de usos del suelo está concebida desde una óptica urbana, como lo refleja la clasificación de suelos adoptada. Más que por la falta de figuras e instrumentos para alcanzar determinados objetivos, lo cuestionable, probablemente es el uso que se ha hecho o no se ha hecho.

Los cambios de uso han sido reconocidos como uno de los motores básicos de la degradación de suelos y del cambio global. Dichos cambios de uso se han producido –y se están produciendo– especialmente en el entorno rural sin necesidad de –o peor aún, a pesar de– una legislación que los regule. Este es uno de los campos en que los instrumentos legales aplicados son claramente insuficientes para contrarrestar procesos inducidos por cambios socioeconómicos generalizados.

El desafío con que se enfrenta la regulación del uso del suelo es como responder al

desarrollo económico y tecnológico acelerado que está teniendo lugar en otros sectores. Territorialmente se plantea un modelo dual con áreas de uso muy intensivo del suelo –donde también se plantean algunos conflictos más agudos para el uso del suelo– y áreas donde la actividad agraria se vuelve marginal y se producen importantes cambios de uso respecto a la vegetación natural.

Para converger, o no divergir, con el crecimiento económico de otros sectores –especialmente acelerado en los últimos años– en las áreas de agricultura intensiva se asiste a una cada vez mayor especialización, un creciente abuso de aportes externos –altamente especializados como son los agroquímicos o las semillas selectas– y al desarrollo de actividades agrarias que se califican “sin suelo” o por lo menos con un grado de dependencia mucho más bajo que la ganadería u horticultura tradicionales (ganadería industrial/invernaderos).

Nunca como ahora se había planteado un uso tan intensivo del suelo y a una escala territorial tan grande. Esto plantea los conflictos entre las diferentes funciones del suelo descritas más arriba.

– La posición del legislador es dispar frente a lo que debería ser un objetivo común como es proteger el suelo dentro de un desarrollo sostenible, así, la Directiva relativa a la utilización de lodos de depuradora *versus* Ley del Centro de la Propiedad Forestal (CA de Cataluña) o el Plan forestal español.

– En general hay una falta de reconocimiento de la importancia del suelo, lo que por ende se traduce en una falta de interés para su protección. Es curioso destacar como los mayores niveles de protección del suelo se conseguirán probablemente a través de la modificación de la Ley de Montes (en proceso de reforma), pero no por la importancia del suelo, sino por la del bosque que sustenta.

– Un problema no resuelto lo constituye la protección de otras esferas o componentes naturales del ambiente, que limitan ciertas actividades sobre el suelo, por ejemplo, la

Directiva relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos.

– Alguna legislación, como las directivas comunitarias por su concepción (por ejemplo, la Directiva IPCC) habrían de ofrecer un elevado grado de protección del suelo frente a la implantación de nuevas actividades. Su aplicación práctica no siempre es así por cuanto:

- no siempre considera los efectos aditivos de las actividades que hay sobre un territorio, y
- se aplica basándose en la información existente, casi siempre insuficiente, por lo que no pueden considerarse las peculiaridades específicas locales, uno de los prerequisites.

El intento de evitar estos inconvenientes a través de otra normativa (Evaluación Estratégica) puede ser un camino, pero hay que considerar las corrientes desreguladoras existentes para no ser en exceso optimista sobre su aplicación.

Ello nos lleva a la necesidad de señalar/insistir que muy probablemente existen suficientes instrumentos legales para llevar a cabo una política de protección del suelo. Ahora bien hay que enfatizar que dicha aplicación no siempre es neutra y dado el impacto económico que las políticas del suelo tienen sobre el desarrollo económico, no son de esperar grandes cambios a corto plazo.

Nuestra compra de tiempo, mientras esperamos el desarrollo de nuevas tecnologías que permitan evitar ciertos impactos, se financia a través del capital suelo (por ejemplo, descarga de metales pesados en suelos agrícolas a través de lodos); en otros casos la falta de un conocimiento preciso sobre disponibilidades, funcionamiento, estado del capital suelo y su papel en el desarrollo sostenible, inducen a modelos inadecuados de desarrollo (tales como, gran consumo de suelo de alto valor agrícola pero de disponibilidad limitada para usos urbano-industriales) o de gestión (como

es el caso de la deslocalización de actividades industriales en medio urbano).

Otro hecho a destacar es la escasa información contenida en el Catastro y Registro de la Propiedad en relación con las características intrínsecas del suelo y sí en cambio sobre los usos. Ello es una vez más fruto de un enfoque impositivo, pero también de la concepción del recurso.

La legislación de aplicación sobre el suelo hace referencia tanto a sus usos y gestión, como a su conservación, protección o rehabilitación, proviene de diferentes niveles de decisión, a la vez que son diversos los organismos administrativos del mismo nivel - agricultura, medioambiente, ordenación territorial, industria, hacienda, energía, transporte, sanidad, etc.- con competencias sobre él. Estas interacciones hacen que muchas disposiciones vayan dirigidas únicamente hacia el suelo de uso agrícola, mientras que otras son válidas para otros usos, o incluso para cualquier suelo, independientemente del uso a que es destine. En este caso, esencialmente son medidas para la conservación y recuperación o rehabilitación; en tanto que las de protección, propiamente dichas, aún no se han desarrollado de forma genérica [COM (2002), 179 final]. Además, de legislarse el reconocimiento y armonización del delito ecológico o la responsabilidad ambiental en el ámbito comunitario, que han de reforzar los principios de “precaución” “prevención” y “reparación de daños”, es de esperar que se refuerce también la protección del suelo.

Ante el escaso éxito actual de las políticas de protección del suelo otros caminos pueden resultar prometedores (por ejemplo, a través de la protección del paisaje, del que el suelo es un elemento fundamental).

Una carencia generalizada, para que se pueda implementar una adecuada legislación, es la falta de información acerca de las características de los suelos y ello tanto a escala local, regional y estatal. Baste recordar que el catastro, que debería ser la principal fuente

de información, se limita a informar sobre su naturaleza rústica o urbana y algún aspecto de uso. El “Mapa de Sòls de Catalunya” cubre tan solo una pequeña parte del territorio.

La dispersión legal conlleva también una dispersión de órganos administrativos con capacidad para incidir en la protección del suelo o viceversa, cuando la pluralidad de organismos administrativos conlleva a la dispersión legal. La existencia de algún órgano con preeminencia sobre los demás con un enfoque globalizador –protección del suelo para el desarrollo sostenible– es un requisito para llegar a dicho objetivo.

#### FUENTES DE INFORMACIÓN

- AEMA. Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA). <http://www.eea.eu.int/> (consulta 30/12/2002).
- AEMA (2000). *Down to Earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. A challenge for the 21st century.* Environmental issue series nº 16. [http://reports.eea.eu.int/Environmental\\_issue\\_series\\_16/en](http://reports.eea.eu.int/Environmental_issue_series_16/en) (consulta 30/12/2002).
- Alcañiz, J.M., Boixadera J., Felipó M.T., Ortiz O., Poch R.M. (2002). *Els Sòls*, en “L’Estat del Medi Ambient a Catalunya”. UAB. Barcelona. Pendiente de publicación.
- CE. Comisión Europea (EC). <http://www.europa.eu.int/comm/> (consulta 30/12/2002).
- BOE. *Boletín Oficial del Estado*. <http://www.boe.es/> (consulta 30/12/2002).
- COM (2001) 48 final. Informe a la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo sobre “La simplificación de la Legislación Agraria”.
- COM (2002) 179 final. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo”.

- COM (2002), 412 final. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones. -Acuerdos medioambientales a nivel comunitario en el marco del Plan de acción "Simplificar y mejorar el marco regulador"-.
- Decisión 1600/2002/EC, del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de junio de 2002, relativa al 6º Programa de Acción sobre Medio Ambiente (2002-2012) "Medio Ambiente 2010: El futuro está en nuestras manos".
- DARP. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya. <http://www.gencat.net/darp/> (consulta 30/12/2002).
- DMA. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. [http://www.gencat.net/mediamb/lleis/cllei\\_i.htm](http://www.gencat.net/mediamb/lleis/cllei_i.htm) (consulta 30/12/2002).
- DOCE. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. [http://europa.eu.int/eur-lex/es/search/search\\_oj.html](http://europa.eu.int/eur-lex/es/search/search_oj.html) (consulta 30/12/2002).
- DOGC. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*. <http://www.gencat.net/diari/index.htm> (consulta 30/12/2002).
- Entitat Autònoma del Diari Oficial i de Publicacions, coordinació i publicació. (1993). *Legislació Ambiental de Catalunya*. Departament de Medi Ambient. Col·lecció Legislació Temàtica. Generalitat de Catalunya. Actualizada on line por el DMA [http://www.gencat.net/mediamb/lleis/cllei\\_i.htm](http://www.gencat.net/mediamb/lleis/cllei_i.htm) (consulta 30/12/2002).
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <http://www.fao.org/> (consulta 30/12/2002).
- Folch, R., secretari de redacció. (1988). *Natura ús o abús?. Llibre Blanc de la Gestió de la Natura als Països Catalans*. ICHN. IEC. Editorial Barcino. 2<sup>ona</sup> edició.
- La Ley, editor. (1994- ). *Ecoiuris. Normativa Medioambiental*. Actualización mensual.
- MMA. Ministerio de Medio Ambiente. Legislación Ambiental. <http://www.mma.es/normativa/legis/index.htm> (consulta 30/12/2002).
- MAPYA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <http://www.mapya.es/> (consulta 30/12/2002).
- Secretaría General Técnica del MMA, editor. (2001). *Manual práctico de Derecho Ambiental. Comunidad autónoma de Cataluña*. Centro de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente.
- Serra J., Font X. (1998). Medi físic ambiental. La multiplicitat de normatives. *Quaderns d'Ecologia Aplicada* 15, 255-289.
- WCED. World Conference on Environment and Development. (1987). *Our Common Future*. Oxford University Press. London.

## ANEJO I. RECOPIACIÓN DE LA LEGISLACIÓN SOBRE USO, GESTIÓN Y PROTECCIÓN DEL SUELO.

**I. ASIGNACIÓN DE USOS AL SUELO.** *Régimen del suelo. Régimen urbanístico. Valoración del suelo. Planes territoriales.* Ver también el apartado XI "Instrumentos para la protección del ambiente".

### Legislación estatal

- *Real Decreto 2159/1978, de 23 de junio, por el que se aprueba el Reglamento de planteamiento para el desarrollo de la Ley sobre el Régimen del Suelo y Ordenación Urbana.* Reformado por el *RD 1/1992, de 26 de junio.*

- *Ley 8/1990, de 25 de julio, sobre reforma del régimen urbanístico y valoraciones del suelo.* Reforma la *Ley de 12 de mayo de 1956, sobre Régimen del Suelo y Ordenación Urbana.* En la valoración se establecen las

categorías correspondientes a suelo urbano, suelo urbanizable y suelo no urbanizable.

- *Real Decreto Legislativo 1/1992, de 26 de junio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley sobre Régimen del Suelo y Ordenación Urbana*. Reforma el RD 2159/1978. Derogado parcialmente por la Ley 6/1998.

- *Ley 7/1997, de 14 de abril, de Medidas Liberadoras en materia de Suelo y de Colegios Profesionales*. Derogada parcialmente por la Ley 6/1998.

- *Ley 6/1998, de 13 de abril, sobre el régimen del suelo y valoraciones*.

### Legislación autonómica

- *Llei 4/1980, de 16 de desembre, de creació del Institut Català del Sòl*. Modificada parcialmente por la *Llei 4/2000, del 26 de maig, de mesures fiscals i administratives*.

- *Llei 23 /1983, de 21 de novembre, de política territorial*. Derogada parcialmente por la *Llei 1/1995*.

- *Llei 1/1995, de 16 de març, pel qual s'aprova el Pla territorial general de Catalunya*. Crea instrumentos de planeamiento, establece objetivos y criterios para la elaboración del Plan territorial general y fija los ámbitos de aplicación de los planes territoriales parciales.

- *Llei 18/2001, de 31 de desembre, d'Orientació Agrària*. Bases y propuestas para la agricultura, ganadería, bosques e industria agroalimentaria, con la finalidad de conseguir un desarrollo sostenible y hacer compatible la explotación económica y la preservación de los valores naturales. Integra las funciones económicas, medioambientales, sociales y el equilibrio territorial.

- *Llei 2/2002, de 14 de març, d'urbanisme*. Se pronuncia a favor de un desarrollo urbano sostenible, poco sensible para el suelo y paisaje. Establece subcategorías en la clasificación del suelo. Modifica la *Llei 24/1991, de 24 de desembre, del habitatge* y deroga

el *Decret legislatiu 1/1990, de 12 de juliol, pel qual s'aprova, la refosa de textos legals vigents a Catalunya en matèria urbanística*.

## II. SUELOS AGRARIOS.

*Producción agraria, Producción integrada y Producción agraria ecológica*. En la "Nota" que figura al final del apartado se recoge la normativa de ámbito autonómico sobre: *Ayudas. Declaración única de cultivo y declaración única agraria*.

### Estrategia comunitaria

- *COM/1999/22 final. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones "Orientaciones para una agricultura sostenible"*. Fomento de la agricultura sostenible, incorpora en la política agrícola (PAC) las consideraciones ambientales establecidas por la Agenda 2000.

- *COM/2000/20 final. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones "Indicadores para la integración de las consideraciones medioambientales en la Política Agrícola Común"*. Pretende desarrollar un sistema de indicadores agroambientales de aplicación en agricultura. Incorpora la definición y el valor del paisaje.

- *COM/2002/394 final. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo "Revisión intermedia de la política agrícola común"*. Propone eliminar el vínculo entre producción y ayudas directas, supeditando estas al cumplimiento de ciertas medidas sobre: conservación ambiental, mejora de la calidad de los alimentos, bienestar de los animales, paisaje, y patrimonio cultural. Potenciando equilibrio social y equidad.

- *COM/2002/682 Propuesta modificada de Reglamento del Consejo por el que se modifica el Reglamento (CEE) 4045/89*

relativo a los controles, por los Estados miembros, de las operaciones comprendidas en el sistema de financiación por el Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agraria, sección Garantía.

• **PRODUCCIÓN AGRARIA:** Desarrollo rural. Medidas agroambientales. Otras normas. No se incluyen la protección de indicaciones geográficas, ni las denominaciones de origen de productos agrícolas y alimenticios.

#### Legislación comunitaria

- Reglamento (CEE) 2080/92, de 30 de junio de 1992, por el que se establece un régimen de ayudas a las medidas forestales en agricultura.

- Reglamento (CEE) 3508/92, de 27 de noviembre de 1992, por el que se establece un sistema integrado de gestión y control de determinados regímenes de ayuda comunitarios. Organización agraria. Modificado reiterativamente.

- Reglamento (CE) 435/97, de 6 de marzo de 1997, por el que se modifica el Reglamento (CE) 746/96 por el que se establecen disposiciones de aplicación del Reglamento (CEE) 2078/92 sobre métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural. Incorpora medidas agroambientales.

- Reglamento (CE) 950/97, de 20 de mayo de 1997, relativo a la mejora de la eficacia de las Estructuras Agrarias. Zonas agrícolas menos favorables.

- Reglamento (CE) 1257/99, de 17 de mayo de 1999, sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA) y por el que se modifican y derogan determinados Reglamentos. Fusión de textos sobre: desarrollo rural y ayudas para el desarrollo rural. Marco de las ayudas para el desarro-

llo rural sostenible. Deroga: R 2078/92, R 950/97.

- Reglamento (CE) 1258/99, de 17 de mayo de 1999, sobre la financiación de la política agrícola común (PAC). Establece el Comité del FEOGA.

- Reglamento (CE) 1259/1999, de 17 de mayo de 1999, por el que se establecen las disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la política agrícola común. Incorpora el marco de la Agenda 2000. Bases para las ayudas agroambientales. Protección del suelo. Modificado por R 1244/2001.

- Reglamento (CE) 1260/99 del, de 21 de junio de 1999, por el que se establecen disposiciones generales sobre los Fondos Estructurales.

- Reglamento (CE) 1750/99, de 23 de julio de 1999, por el que se establecen disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) 1257/1999 sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA). Modificado reiterativamente y derogado.

- Reglamento (CE) 2603/99, de 9 de diciembre de 1999, por el que se establecen disposiciones transitorias para la ayuda al desarrollo rural prevista por el Reglamento (CE) 1257/99. Modificado por: R 1929/2000, R 2055/2001.

- Reglamento (CE) 814/2000, de 17 de abril de 2000, sobre las medidas de información en el ámbito de la política agrícola común. Modificado por: R 1390/2000, R 1557/2001, R 1366/2002, R 2208/2002.

- Reglamento (CE) 445/2002, de 26 de febrero de 2002, por el que se establecen disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) 1257/99. Contiene el "Programa de Desarrollo Rural 2002-2006" (CE).

#### Legislació estatal

- Ley de 20 de julio de 1955, sobre conservación y mejora del suelo agrícola. Medidas

para el control de erosión. Probablemente en desuso.

- Decreto 118/1973, de 12 de enero, por el que se aprueba el texto de la Ley de Reforma y Desarrollo Agrario. Unidades mínimas de cultivo.

- Ley 34/1979, de 16 de noviembre, sobre fincas manifiestamente mejorables.

- Ley 25/1982, de 30 de junio, de Agricultura de Montaña.

- Ley 19/1995, de 4 de julio, de Modernización de Explotaciones Agrarias. Régimen de unidades mínimas de cultivo.

- Orden ministerial de 13 de diciembre de 1995 por la que se desarrolla el apartado 1 del artículo 16 y la disposición final sexta de la Ley 19/1995 de Modernización de las Explotaciones Agrarias.

- Real Decreto 51/1995, de 20 de enero, por el que se establece un régimen de medidas horizontales para fomentar métodos de producción agrarias compatibles con las exigencias de la protección y la conservación del espacio natural. Modificado parcialmente por RD 207/1996. Ayudas para barbecho, reforestación, etc.

- Real Decreto 632/1995, de 21 de abril, que establece un régimen de medidas a aplicar en las zonas de influencia de los parques nacionales y de otras zonas sensibles de especial protección, para fomentar el empleo de métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural.

- Real Decreto 928/1995, de 9 de junio, que establece un régimen de fomento del uso en determinados humedales de métodos de producción agraria compatibles con la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural y de las aves silvestres.

- Real Decreto 204/1996, de 9 de febrero, sobre mejoras estructurales y modernización de las explotaciones agrarias. Modificado por RD 1153/1997.

- Real Decreto 207/1996, de 9 de febrero, por el que se modifica parcialmente el Real decreto 51/1995, de 20 de enero, por el que se establece un régimen de medidas horizontales para fomentar métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección y la conservación del espacio natural.

- Real Decreto 206/1996, de 9 de febrero, por el que se establece un régimen de ayudas para el fomento de la diversificación de la actividad económica y la creación de empleo en el medio rural.

- Real Decreto 3482/2000, de 29 de diciembre, por el que se regula la indemnización compensatoria en determinadas zonas desfavorecidas. Modificado por RD 708/2002.

- Real Decreto 4/2001, de 12 de enero, por el que se establece un régimen de ayudas a la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente. Marco para corregir los problemas agroambientales derivados de explotaciones agrarias. Modificado por RD 708/2002.

- Real Decreto 5/2001, de 12 de enero, por el que se establece un régimen de ayudas destinadas a fomentar el cese anticipado en la actividad agraria. Modificado por RD 708/2002.

- Real Decreto 6/2001, de 12 de enero, sobre fomento de la forestación de tierras agrícolas. Modificado por RD 708/2002.

- Real Decreto 613/2001, de 8 de junio, para la mejora y la modernización de las estructuras de producción de las explotaciones agrarias.

- Real Decreto 708/2002, de 19 de julio, por el que se establecen medidas complementarias al Programa de Desarrollo Rural para las medidas que acompañan la política agraria comunitaria. Establecimiento de normas complementarias para la aplicación del Programa de DR, 2002 (MAPYA), aprobado por la Decisión de la Comisión C (2001) 4739, de 20 de diciembre. Contiene

la relación de buenas prácticas agrarias habituales.

- *Real Decreto 1322/2002, de 13 de diciembre, sobre requisitos agroambientales en relación con las ayudas directas en el marco de la política agraria común*. Requisitos agroambientales para la concesión de ayudas agrícolas y ganaderas.

### Legislación autonómica

- *Decret 169/1983, de 12 d'abril, sobre les unitats mínimes de conreu*. Modificado por *Decret 82/1985, de 21 de març*. Unidades mínimas de cultivo, para secano y regadío, con fuerte componente urbanística.

- *Llei 2/1983, de 9 de gener, d'alta muntanya*. Adaptada a la normativa comunitaria por *Decret legislatiu 3/1986, de 4 d'agost*.

- *Llei 9/1985, de modernització de l'empresa familiar agrària*. Contiene el "Plan de modernización y desarrollo integral". Modificada por *Decret Legislatiu 4/1986*.

- *Llei 18/2001, de 31 de desembre, d'Orientació Agrària*. Ver objetivos en apartado I, propone el desarrollo de diferentes planes y programas específicos.

- *Ordre DARP/324/2002, de 19 de setembre, de modificació de l'Ordre de 26 d'octubre de 2001, per la que es crea i es regula el Comitè de seguiment del Programa de Desenvolupament Rural de Catalunya*. Desarrolla el "Programa de Desarrollo Rural de Cataluña 2002-2006". (DARP).

• **PRODUCCIÓN INTEGRADA**. Sistema integrado de gestión y producción agrícola. Denominación genérica. Consejo regulador. Reglamento. A partir de 1992, el sistema se ha generalizado en diversas CCAA, entre ellas Andalucía, Cataluña, Extremadura, Murcia, Navarra o Valencia. El marco estatal, sin embargo, se ha constituido recientemente.

### Legislación estatal

- Orden de 26 de julio de 1983, por la que se establece un programa de promoción de la lucha integrada contra las plagas de los diferentes cultivos a través de las agrupaciones de agricultores.

- *Orden de 17 de noviembre de 1989, por la que se establece un programa de promoción de la lucha integrada contra las plagas de los diferentes cultivos a través de las agrupaciones para tratamientos integrados en agricultura (ATRIAS)*.

- *Real Decreto 1201/2002, de 20 de noviembre, por el que se regula la producción integrada de productos agrícolas*. Normativa básica sobre la PI.

### Legislación autonómica

- *Ordre de 25 de juny de 1992 de creació de la Denominació Genèrica Agricultura Integrada*.

- *Ordre de 22 de desembre de 1992, per la qual es modifica l'Ordre del 25 de juny de 1992 de creació de la Denominació Genèrica Agricultura Integrada*.

- *Ordre de 24 de febrer de 1993, per la qual s'aprova el Reglament de la Denominació Genèrica Producció Integrada i el seu Consell*. Modificada por *O de 2 d'agost de 1996*.

- *Ordre de 20 de desembre de 1996, per la qual es dicten normes per a la constitució del Consell de la Denominació Genèrica Producció Integrada*.

- *Ordre de 14 de març de 2001, de modificació de l'Ordre del 24 de febrer de 1993, per la qual s'aprova el Reglament de la Denominació Genèrica Producció Integrada i el seu Consell*.

- *Llei 21/2001, de 28 de desembre, de mesures fiscals i administratives*. Por la cual se crea el "Consell Català de la Producció Integrada".

- Ordre DARP de 8 de febrer de 2002 d'ajuts a la utilització de mètodes de producció agrària compatible amb el medi ambient.

- *Decret 241/2002, de 8 d'octubre, pel qual es regula la producció integrada a Catalunya.* Contiene el "Programa de Producció Integrada" (DARP).

• PRODUCCION AGRARIA ECOLÓGICA / AGRICULTURA ECOLÓGICA. La primera denominación de uso en la CE y España, mientras que la segunda en Cataluña. *Sistema de producción. Consejo regulador. Reglamento.*

#### Legislación comunitaria

- *Reglamento (CE) 2092/91, de 24 de junio de 1991, sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios.* Modificado reiterativamente en sucesivas ocasiones.

#### Legislación estatal

- *Real Decreto 1852/1993, de 22 de octubre, sobre producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios.* Modificado por *RD 506/2001.*

- *Orden de 14 de marzo de 1995, por la que se dictan normas de desarrollo del Real Decreto 1852/1993, sobre producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios, y se establecen las funciones y composición de la Comisión reguladora de la Agricultura Ecológica.*

- *Orden de 26 de septiembre de 1996, por la que se derogan las Ordenes de 4 de octubre de 1989, por la que se aprueba el Consejo Regulador de la denominación genérica "Agricultura ecológica", y de 28 de diciembre de 1993, por la que se dictan normas de desarrollo del Real Decreto 1852/93, de 22 de octubre.*

#### Legislación autonómica

- *Decret 28/1994, de 21 de gener, pel qual es crea el Consell Català de la Producció Agrària Ecològica.* Modificado por *D 325/1995.*

- *Ordre del 26 de setembre de 1996, pel que es deroga l'Ordre de 2 d'agost de 1995, i s'aprova el nou Reglament del Consell Català de la Producció Agrícola Ecològica.*

- *Decret 180/2001, de 26 de juny, de regulació de la composició i les funcions del Consell Català de la Producció Agrària Ecològica.* Modificado por *D 269/2001, de 9 d'octubre.*

- *Decret 269/2001, de 9 d'octubre de 2001 pel qual es modifica el Decret 180/2001, de 26 de juny, de regulació de la composició i les funcions del Consell Català de la Producció Agrària Ecològica.*

- *Ordre d'11 d'octubre de 2001 per la qual s'aprova el Reglament de règim intern del Consell Català de la Producció Agrària Ecològica.*

NOTA. Normativa autonómica sobre producción agrícola: *Ayudas. Declaración única de cultivo y Declaración única agraria.* Existen normas técnicas y líneas de ayudas para diferentes tipos de cultivos (DARP) pero no se incluyen aquí.

- *Decret 166/1994, de 13 de juliol, que estableix ajuts a les explotacions agràries afectades pels incendis forestals.* Modificado por *D 246/1994.*

- *Ordre de 20 de desembre de 1996, per la qual s'estableix i es regula la declaració agrària única.* Sistema integrado de gestión y control para determinadas ayudas de la UE. La "declaración única de cultivo" pasa a ser la "declaración única agraria" y comprende, además de la superficie de les explotaciones agrarias destinadas a cultivos, las referidas a la ganadería. Permite la identificación de les parcelas agrícolas, y la identificación y registre de animales. Modificada per *O de 5 de desembre de 2001.*

- *Ordre d'1 de març de 2001, per la qual s'aproven les bases reguladores dels ajuts agroambientals.* Establece las bases para las ayudas 2001-2006.

- *Ordre de 29 d'octubre de 2001 per la qual es modifiquen les bases reguladores dels ajuts a la transformació en regadiu i la millora de regadius, i es convoquen els corresponents a l'any 2002.*

- *Ordre de 5 de desembre de 2001 per la qual es modifica l'Ordre de 20 de desembre de 2000, sobre la declaració única de conreus.*

- *Ordre de 5 de desembre de 2001 de modificació de l'Ordre de 13 de març de 2001, per la qual s'aproven les bases reguladores dels ajuts a la transformació en regadiu i la millora de regadius, i es convoquen els corresponents a l'any 2001.*

- *Ordre ARP/9/2002, de 18 de gener de 2002 per la qual es convoquen els ajuts per al foment d'actuacions de desenvolupament del medi rural corresponents a l'any 2002.*

- *Ordre ARP/26/2002, de 30 de gener de 2002 per la qual es modifiquen les bases reguladores dels ajuts agroambientals i es convoquen els corresponents a l'any 2002.*

- *Ordre ARP de 8 de febrer de 2002 d'ajuts a la utilització de mètodes de producció agrària compatible amb el medi ambient.*

- *Ordre ARP/209/2002, de 14 de juny de 2002 de 14 de juny, per la qual s'aproven les bases reguladores dels ajuts a les agrupacions de defensa vegetal i es convoquen els corresponents a l'any 2002.*

- *Ordre ARP/401/2002, de 28 de novembre, per la qual es convoquen els ajuts per al foment de la producció integrada i de la producció agrària ecològica corresponents a l'any 2003.*

- *Ordre ARP/415/2002, d'11 de desembre, per la qual es modifica l'Ordre de 20 de desembre de 2000, per la qual s'estableix i es regula la declaració única agrària.* Medidas agroambientales.

**III. PRODUCTOS APLICABLES AL SUELO.** *Fertilizantes y afines. Fitosanitarios, Plaguicidas o Biocidas. Lodos de depuración de aguas residuales. Gestión de residuos. Prevención de la contaminación de las aguas por nitrógeno de origen agrario. Aguas para riego.*

- **FERTILIZANTES Y AFINES.** *Abonos minerales, organo-minerales, enmiendas orgánicas (comprende el Compost) y otros. Otras normas.* Consultar otras disposiciones relacionadas con enmiendas orgánicas en los subapartados "Lodos de depuración de aguas residuales" y "Gestión de residuos" de este mismo apartado.

(\*) En este apartado se incluye también la normativa referente a: *Etiqueta ecológica y Distintivo de garantía de calidad ambiental* (el segundo de uso en Cataluña) para enmiendas del suelo y substratos de cultivo o para materiales compostables.

#### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 76/116/CEE, de 18 de diciembre de 1976, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros sobre los abonos.* Adaptada al progreso técnico en diversas ocasiones, así para abonos líquidos en *Directiva 88/183/CEE* o para oligoelementos en *Directiva 89/530/CEE*. Última modificación *Directiva 98/97/CE*.

- *Directiva 77/535/CEE de la Comisión, de 22 de junio de 1977, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros sobre los métodos de toma de muestras y de análisis de los abonos.* Modificada por *Directiva 95/8/CE*.

- *Directiva 80/876/CEE, de 15 de julio de 1980, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros sobre los fertilizantes a base de nitrato de amonio y con alto contenido en nitrógeno.* Modificada por *Directiva 97/63/CE*.

- *Directiva 87/94/CEE, de 8 de diciembre de 1986 relativa a la aproximación de las*

legislaciones de los Estados Miembros sobre los procedimientos de control de las características, límites y detonabilidad de los fertilizantes simples a base de nitrato de amonio y con alto contenido en nitrógeno. Modificada por Directiva 88/126/CEE.

(\*)

- Decisión 94/923/CE, de 14 de noviembre de 1994, por la que se establecen los criterios ecológicos para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo. Modificada por Decisión 98/488, Reglamento 1980/2000 y Decisiones: 2001/157, 2001/688.

- Directiva 97/63/CE, de 24 de noviembre de 1997, por la que se modifican las Directivas 76/116/CEE, 80/876/CEE, 89/284/CEE y 89/530/CEE del Consejo, relativas a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre los abonos.

- Reglamento (CE) 1980/2000, de 17 de julio de 2000, relativo a un sistema comunitario revisado de concesión de etiqueta ecológica. Deroga el Reglamento 880/92. Modificado por Decisiones: 2000/3279, 2000/3280, 2000/3278, 2001/688.

- Decisión 2001/2597/CE, de 28 de agosto de 2001, por la que se establecen los criterios ecológicos para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo y los sustratos de cultivo. Fija los criterios ecológicos de calidad.

### **Estrategia comunitaria**

- COM/96/594 final. Propuesta de directiva del Parlamento europeo y del Consejo por la que se modifican las Directivas 76/116/CEE, 80/876/CEE, 89/284/CEE y 89/530/CEE del Consejo, relativas a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre los abonos.

- COM/1999/624 final. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo "Estrategia para el mercado interior europeo". Para clarificar y racionalizar

la legislación sobre abonos, previsión para derogar las Directivas existentes y sustituirlas por un único instrumento jurídico.

- COM/2001/508 final. Propuesta de reglamento del Parlamento europeo y del Consejo relativo a los abonos.

### **Legislación estatal**

- Real Decreto 72/1988, de 5 de febrero, sobre fertilizantes y afines. Modificado por RD 877/1991.

- Orden de 14 de junio de 1991 sobre fertilizantes y afines. Modificada por las ordenes de: 11 de julio de 1994, 28 de mayo de 1997, 28 de mayo de 1998, 2 de noviembre de 1999. Se consideran abonos CE los siguientes productos: (i) abonos minerales con elementos principales; (ii) abonos y enmiendas minerales; (iii) abonos orgánicos, organominerales y enmiendas orgánicas; (iv) otros fertilizantes y afines. El uso del compost en agricultura y limitaciones según el contenido en metales pesados y organismos patógenos, está comprendido en (iii). Fija la cantidad máxima de lodo de depuración de aguas residuales a incorporar en materiales a compostar.

- Resolución de 13 de enero de 2000 de la Secretaría General de Medio Ambiente por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros, de 7 de enero de 2000, por el que se aprueba el Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006. El "Plan Nacional de Residuos Urbanos" (MMA), desarrolla diversos programas nacionales específicos sobre presencia, reciclaje, valorización (Programa Nacional de Compostaje), y eliminación de residuos.

### **Legislación autonómica**

- Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus. Marco para la gestión de residuos, de forma especial para el tratamiento y valorización de los municipales (JR, Junta de Residuos, DMA).

(\*)

- *Decret 316/1994, de 4 de novembre, sobre atorgament del distintiu de garantia de qualitat ambiental per la Generalitat de Catalunya.* Regula los productos y se amplia a los servicios en el D 296/1998.

- *Resolució de 17 de maig de 2002, per la qual s'estableixen els criteris mediamambientals per a l'atorgament del distintiu de garantia de qualitat ambiental als productes de material compostable.*

- *Resolució de 8 de octubre de 2001, per la qual s'estableixen els criteris mediamambientals per a l'atorgament del distintiu de garantia de qualitat ambiental a les bosses d'escombraries.* Bolsas de material compostable.

• ***FITOSANITARIOS, PLAGUICIDAS Y/O BIOCIDAS.*** *Uso agrícola para el control de plagas.* No se incluyen disposiciones específicas relativas a: envasado, etiquetado, transporte, almacenamiento, comercialización (prohibición o limitaciones), protección para aplicadores, regulación del uso, residuos en vegetales y plazos de seguridad, residuos de envases.

### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 76/769/CEE, de 27 de julio de 1976, relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas de los Estados miembros que limitan la comercialización y el uso de determinadas sustancias y preparados peligrosos.* Adaptada sucesivamente diversas veces al progreso técnico con inclusión de nuevos productos y modificada por *Directiva 98/8/CE.*

- *Directiva 91/414/CEE, de 15 de julio de 1991, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios.* Se han publicado sucesivas disposiciones para establecer los programas de trabajo.

- *Directiva 98/8/CE, de 16 de febrero de 1998, relativa a la comercialización de biocidas.*

- *Directiva 2001/32/CE, de 8 de mayo de 2001, por la que se reconocen determinadas zonas protegidas en la Comunidad expuestas a riesgos fitosanitarios específicos y se deroga la Directiva 92/76/CEE.* Modificada por *Directiva 2002/29/CE.*

- *Reglamento (CE) 2076/2002, de 20 de noviembre de 2002, por el que se prolonga el período contemplado en el apartado 2 del artículo 8 de la Directiva 91/414/CEE y relativo a la no inclusión de determinadas sustancias activas en el anexo I de dicha Directiva, así como a la retirada de autorizaciones de productos fitosanitarios que contengan estas sustancias.*

### **Estrategia comunitaria**

- *COM/2002/349 final, Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social "Hacia una estrategia temática para el uso sostenible de los plaguicidas".* Para reducir el impacto sobre la salud humana y el ambiente, un uso más sostenible, reducción del riesgo global y, compatibilizar su uso con la protección de los cultivos.

### **Legislación estatal**

- *Real Decreto 3349/1983, de 30 de noviembre, por el que se aprueba la reglamentación técnico-sanitaria para la fabricación, comercialización y utilización de plaguicidas.* Modificado sucesivamente para adaptarlo al progreso técnico. *El RD 162/1991 transpone Directiva 78/631/CEE.*

- *Real Decreto 1406/1989, de 10 de noviembre, por el que se imponen limitaciones a la comercialización y al uso de ciertas sustancias y preparados peligrosos.* Transpone *Directiva 76/769/CEE.*

- *Real Decreto 2163/1994, de 4 de noviembre, por el que se implanta el sistema armonizado comunitario de autorización para comercializar y utilizar productos fitosanitarios.* Transpone *Directiva 91/414/CEE*. Modificado sucesivamente por incorporación de nuevas sustancias.

- *Orden de 14 de abril de 1999, por la que se establece el anexo I del RD 2163/1994 por el que se implanta el sistema armonizado comunitario de autorización para comercializar y utilizar productos fitosanitarios.* Implanta el sistema armonizado comunitario de *Directiva 91/414/CEE* y *Directiva 98/8/CE* con el título “Lista comunitaria de sustancias activas”. Modificada sucesivamente por la incorporación de nuevas sustancias.

- *Real Decreto 1054/2002, de 11 de octubre, por el que se regula el proceso de evaluación para el registro, autorización y comercialización de biocidas.* Incorpora *Directiva 98/8/CE*. Define el marco del Registro Oficial de Biocidas (DG de Salud Pública del M de Sanidad y Consumo) y de la clasificación y caracterización de productos activos. Transpone *Directiva 98/8/CE*.

- *Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de Sanidad Vegetal.* Para la protección de los vegetales y del territorio contra plagas, protección de organismos depredadores, prevención riesgos derivados del uso de fitosanitarios, y para garantizar la utilidad, eficacia y seguridad de fitosanitarios. Deroga: *Ley de 21 de mayo de 1908, sobre Plagas del Campo y defensa contra las mismas; Ley de 20 de diciembre de 1952, de Defensa de los Montes contra Plagas Forestales.*

### **Legislación autonómica**

Rige la normativa anterior y periódicamente se actualiza su aplicación (DARP).

Nota:

- “*Guia de Productes Fitosanitaris*”, 2002. (Servei de Sanitat Vegetal, DARP).

• *LODOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.* Valorización agrícola. Programas y Planes. También consultar el subapartado anterior “Fertilizantes y afines”. No se incluyen las disposiciones referentes al tratamiento de aguas residuales, están recogidas en el subapartado “Aguas para riego” de esté apartado.

### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 86/278/CE, de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular de los suelos, en la utilización de lodos de depuradora en agricultura.* Modificada por *Directiva 91/692/CEE, de 23 de diciembre de 1991, sobre la normalización y la racionalización de los informes relativos a la aplicación de determinadas directivas referentes al medio ambiente.*

### **Estrategia comunitaria**

- *COM/1999/752 final. Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo relativo a la aplicación de la legislación comunitaria en materia de residuos: Directiva 75/442/EEC relativa a los residuos, Directiva 91/689/EEC relativa a los residuos peligrosos, Directiva 75/439/EEC relativa a la gestión de aceites usados y Directiva 86/278/EEC relativa a la protección del medio ambiente y, en particular de los suelos, en la utilización de lodos de depuradora en agricultura, durante el periodo 1995-1997.*

Nota:

- Diversas comisiones de la DGMA de la CE han elaborado documentos de trabajo sobre diferentes tipos de residuos de posible uso agrícola: lodos residuales (3<sup>er</sup> borrador, 2000) y gestión de residuos biodegradables (2<sup>o</sup> borrador, 2001). Su aprobación esta prevista para el año 2004.

### Legislación estatal

- *Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.*

- *Orden de 26 d'octubre de 1993 sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.* Registro nacional de lodos, adscrito al MAPA, para seguimiento y control de la cantidad de lodos destinados a fines agrarios.

- *Resolución de 14 de junio de 2001 de la Secretaría General de Medio Ambiente por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de ministros, de 1 de junio de 2001, por el que se aprueba el Programa Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (2001-2006).* El Programa Nacional (MMA), prevé la valorización en el suelo.

### Legislación autonómica

- *Resolució de 21 de juny de 1996, per la qual es fa públic l'Acord del Govern d'aprovació del Pla de Sanejament de Catalunya.* De la que deriva el "Programa de tractament de fangs d'estacions depuradores de aigües residuals urbanes" 1996. Junta de Saneamiento, actualmente Agencia Catalana del Agua. (ACA, DMA).

Nota:

- *"Manual d'utilitats dels fangs de depuradora com adobs", 1989.* (DARP – IRTA).

• **GESTIÓN DE RESIDUOS.** *Lista o Catalogo de residuos. Valorización agrícola. Deyecciones ganaderas. Otras normas.* No se incluyen disposiciones referentes a minimización, peligrosidad, recogida, tratamientos o disposición del rechazo. Ver también los subapartados "Fertilizantes y afines" y "Lodos de depuración de aguas residuales", en donde están recogidos los criterios de cali-

dad de los residuos valorizables a través del suelo y los programas o planes específicos.

### Legislación comunitaria

- *Directiva 75/442/CEE, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos.* Normativa marco en materia de residuos y establece lo relativo a las obligaciones de su gestión. Modificada por *Directivas: 91/156, 91/692, y Decisiones: 94/3, 96/350.*

- *Decisión 94/3/CEE, de 20 de diciembre de 1993, por la que se establece una lista de residuos de conformidad con la letra a) del Artículo 1 de la Directiva 75/422/CEE relativa a los residuos.* Contiene el Catalogo Europeo de Residuos (CER). Modificada por *Decisiones: 2000/532, 2001/118 y 2001/573.*

- *Decisión 96/350/CEE, de 24 de mayo de 1996, por la que se adoptan los anexos IIA y IIB de la Directiva 75/422/CEE, relativa a los residuos.* Operaciones de valorización y de eliminación.

- *Resolución 97/C 76/01, de 24 de febrero 1997, sobre una Estrategia Comunitaria de Gestión de Residuos.* Jerarquía de opciones para la gestión, entre ellas la valorización.

- *Directiva 99/31/CE, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos.*

- *Directiva 2000/76/CE, de 4 de diciembre de 2000, relativa a la incineración de residuos.*

- *Reglamento (CE) 1774/2002, de 3 de octubre de 2002, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.* Normas específicas para la transformación de subproductos animales, entre ellas de las plantas de biogas y compostaje, y su posible valorización. Deroga: *Directiva 90/667, Decisión 95/348, Decisión 1999/534.*

- *Reglamento (CE) 2150/2002, de 25 de noviembre de 2002, relativo a las estadísticas sobre residuos.* Marco para la elaboración de

estadísticas sobre generación, recuperación y eliminación de residuos.

### Legislación estatal

- *Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.* Regula la gestión de acuerdo a las exigencias de calidad ambiental, reducción y valorización. Fija las obligaciones del productor, poseedor y gestor de residuos, y delimita el ámbito de aplicación y las competencias administrativas.

- *Resolución de 13 de enero de 2000 de la Secretaría General de Medio Ambiente por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros, de 7 de enero de 2000, por el que se aprueba el Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006.* El “Plan Nacional de Residuos Urbanos” (MMA), desarrolla diversos programas nacionales específicos para prevención, reciclaje, valorización (*Programa Nacional de Compostatge*), y eliminación de residuos.

- *Orden MMA/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.* Adopta la normativa comunitaria. Deroga la *Resolución de la DG de Calidad y Evaluación Ambiental, de 17 de noviembre de 1998, por la que se dispone la publicación del Catálogo Europeo de Residuos (CER) aprobado mediante Decisión 94/3.*

### Legislación autonómica

- *Llei 6/93, de 15 de juliol, reguladora dels residus.* Regula la gestión de acuerdo a las exigencias de calidad ambiental, reducción y valorización. Fija las obligaciones del productor, poseedor y gestor de residuos, y delimita las funciones de la Generalitat de Cataluña y de los entes locales. Transforma la Junta de Residuos en una entidad de derecho público con personalidad jurídica propia encomendándole las funciones en este ámbito.

- *Decret 115/1994, de 6 d'abril, regulador del Registre General de Gestors de Residus de Catalunya.*

- *Decret 290/1994, de 29 de setembre, sobre normes addicionals d'autorització d'almàsseres.* Condiciones para el aprovechamiento del alpechín como abono.

- *Ordre de 28 d'octubre de 1994, subvencions destinades a actuacions d'eliminació de la contaminació originades per almàsseres.*

- *Decret 34/1996, de 9 de gener, pel qual s'aprova el catàleg de residus de Catalunya.* Incluye los residuos valorizables en el suelo. Modificado por *Decret 93/1999* y *Resolució del 27 d'octubre de 1999*, para adaptarse a la normativa comunitaria y estatal.

- *Resolució de 16 de juliol de 1996, per la qual es dona publicitat a l'aprovació dels programes d'actuació adoptats pel Consell de Direcció de la Junta de Residus.* Desde su creación el Consejo de Dirección de la Junta de Residuos ha aprobado los programas siguientes: “Programa de Gestió de Dejeccions Ramaderes”, 23 de diciembre de 1996; “Programa de Gestió de Residus Industrials de Catalunya 2001-2006”, 11 de mayo de 2001, posible valorización de residuos orgánicos en el suelo; “Programa de Gestió de Residus Municipals de Catalunya 2001-2006”, 13 de noviembre de 2001, valorización en el suelo de la fracción orgánica mediante compostaje y metanización.

- *Decret 93/1999, de 6 d'abril, sobre procediments de gestió de residus.* Valorización en el suelo. El *Decret 219/2001* deroga la disposición adicional tercera.

- *Decret 220/2001, d'1 d'agost, de gestió de les dejeccions ramaderes.*

- *Resolució MAB/2093/2002, del 12 de juliol, per la qual es fa pública la convocatòria d'ajuts per l'assessorament tècnic per a la correcta gestió i control de les dejeccions ramaderes.*

Nota:

- Algunos Consejos Comárcales o Ayuntamientos han establecido medidas para regular la aplicación al suelo de diversos tipos de residuos de acuerdo con la *Ley 7/1985, de 2 abril, Reguladora de Bases de Régimen Local* (modificada por la *Ley 11/1999, de 21 de abril*).

- “Manual de gestió de purins i de la seva reutilització agrícola”, 1995 (JR del DMA y DARP).

- “Plan de prevenció i correcció de la contaminació per nitrats”, 2000 (DARP, DMA i DSSS).

- “Guia per a la selecció de la tecnologia adequada per a el tractament de les dejeccions ramaderes”, 2001 (JR, DMA).

- “Manual d’aplicació per a la gestió de dejeccions ramaderes i fertilitzants nitrogenats”, 2001 (DARP).

• PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRÓGENO DE ORIGEN AGRARIO. Zonas vulnerables. Código de buenas prácticas. Deyecciones ganaderas. Programas y Planes. Ver también el subapartado anterior “Gestión de residuos”.

#### Legislación comunitaria

- *Directiva 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.* Obliga a designar las zonas vulnerables y a fijar el código de buenas prácticas y, cuando procede, establecer programas para su ejecución.

#### Legislación estatal

- *Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre medidas de protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.* Transpone *Directiva 91/676/CEE* y transfiere

competencias a las CCAA para su desarrollo.

#### Legislación autonómica

- *Ordre de 31 de maig de 1994 de convocatòria per l’execució del Programa d’instal·lacions que permetin una gestió ambiental dels purins.* Se establece el “Programa de Gestió de Dejeccions Ramaderes”, aprobado el 23 de diciembre de 1996, por el Consejo de Dirección de la Junta de Residuos (JR, DMA).

- *Decret 283/1998, de 21 d’octubre, de designació de les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries.*

- *Ordre de 22 d’octubre de 1998, del Codi de bones pràctiques agràries en relació amb el nitrogen.* Limitación del nitrógeno a aportar en suelos de áreas designadas zonas vulnerables. Recomendado en todo el territorio. Posteriormente se elabora el “Pla de prevenció i correcció de la contaminació per a nitrats”, abril de 2000 (DARP, DMA i DSS).

- *Decret 205/2000, de 13 de juny, d’aprovació del Programa de mesures agronòmiques aplicables a les zones vulnerables en relació amb la contaminació de nitrats procedents de fonts agràries.* Se establece el “Pla de Gestió de Fertilitzants Nitrogenats” (DARP).

- *Decret 119/2001, de 2 de maig, pel que s’aproven les mesures ambientals de prevenció i correcció de la contaminació d’aigües per nitrats.*

- *Decret 220/2001, de l’1 d’agost, de gestió de les dejeccions ramaderes.* Regula las medidas de control en la gestión de las deyecciones ganaderas y de cualquier otro nitrógeno utilizado en agricultura. Se establece el “Pla de Gestió de les Dejeccions Ramaderes” con diversas modalidades: para explotaciones ganaderas y/o agrícolas, según se cultive o no en parcelas ubicadas en zonas

vulnerables y el Plan conjunto de gestión de deyecciones ganaderas. (DARP).

- *Resolució MAB/124/2002, d'11 de gener, per la qual es dóna publicitat a la relació de les zones sensibles corresponents a les conques internes de Catalunya i de les zones sensibles per eutrofització potencial en les zones costaneres.*

• **AGUAS PARA RIEGO.** *Tratamiento de aguas residuales urbanas. Política de aguas. Dominio público hidráulico. Infraestructuras hidráulicas. Planes. Riego con aguas residuales depuradas o regeneradas.*

#### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Modificada por Directiva 98/15.*

- *Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre de 2000, por el que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Modificada por Decisión 2455/2001. Considera la protección de ecosistemas acuáticos.*

- *Decisión 2455/2001/CE, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.*

#### **Legislación estatal**

- *Real Decreto 2618/1986, de 24 de diciembre, por el que se aprueban medidas referentes a acuíferos subterráneos al amparo del artículo 56 de la Ley de Aguas. Prorrogado por RD 1679/1987 y RD 1677/1990.*

- *Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento de Dominio Público Hidráulico que desarrolla los títulos preliminares, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de aguas. Modificado parcialmente por RD 1315/1992,*

*de 30 de octubre, y RD 995/2000, de 2 de junio.*

- *Real Decreto 650/1987, de 8 de mayo, por el que se definen los ámbitos territoriales de los Organismos de cuenca y de los planes hidrológicos.*

- *Real Decreto 931/1989, de 21 de julio, por el que se constituye el Organismo de Cuenca Confederación Hidrográfica del Ebro. Modificado por RD 312/2001.*

- *Real Decreto 1315/1992, de 30 de octubre, por el que se modifica parcialmente el Reglamento de Dominio Público Hidráulico que desarrolla los títulos preliminares, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985.*

- *Resolución de 28 de abril de 1995, de la secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda por la cual se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales. Contiene el "Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales" 1995-2005 (MMA).*

- *Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de cuenca. Contiene el "Plan hidrológico de las cuencas internas de Cataluña" (MMA). Modificado por RD 201/2002.*

- *Real Decreto-Ley 9/1998, de 28 de agosto, por el cual se aprueban y declaran de interés general determinadas obras hidráulicas.*

- *Real Decreto 2116/1998, de 2 de octubre, por el cual se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el cual se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales. Transpone Directiva 98/15/CE.*

- *Orden de 13 de agosto de 1999 por la cual se dispone la publicación de las determinaciones de contenido normativo del Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro, aproba-*

do por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio.

- Real Decreto 995/2000, de 2 de junio, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento de Dominio Público Hidráulico. Introduce modificaciones al RD 849/1986.

- Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Desarrolla el "Plan Hidrológico Nacional" 2001(MMA).

- Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Deroga la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas y la Ley 46/1999, de 13 de diciembre, que modificaba la anterior; modificado por la Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación.

- Orden MAM/638/2002, de 7 de marzo, de modificación de la Orden de 13 de agosto de 1999 por la que se dispone la publicación de las determinaciones de contenido normativo del Plan hidrológico de la cuenca del Ebro, aprobado por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio. Se desarrolla el "Programa Nacional de Regadíos Horizonte 2008" (MMA).

### Legislación autonómica

- Decret 252/1982, de 30 de juliol, sobre aprofitament per a reg d'aigües residuals depurades.

- Decret Legislatiu 1/1988, de 28 de gener, pel qual s'aprova la refosa dels preceptes de la Llei 5/1981, de 4 de juny, i la Llei 17/1987, de 13 de juliol, en un text únic. Regulación de la Administración Hidráulica de Cataluña.

- Decret 328/1988, d'11 d'octubre, pel qual s'estableixen normes de protecció i addicionals en matèria de procediment en relació amb diversos aqüífers de Catalunya.

- Llei 5/1990, de 9 de març, sobre infraestructures hidràuliques a Catalunya.

Derogada parcialmente por Llei 6/99 (modificada por Llei 13/1994, de 28 de desembre) que estableix coeficients correctors del cànon d'infraestructura hidràulica per a usos domèstics de l'aigua, la Llei 17/2001, de 31 de desembre, de mesures fiscals i administratives, (la qual estableix que en el caso de los riegos denominados de soporte, la contribución económica de los futuros regantes quede reducida un 50%) i la Llei 21/2001, de 28 de desembre, de mesures fiscals i administratives.

- Llei 19/1991, de 7 de novembre, de reforma de la Junta de Sanejament. Modificada por la Llei 7/1994 y derogada por Llei 6/1999, en todo aquello que se le oponga. Regula el "Pla de Sanejament de Catalunya" (DMA, ACA).

- Llei 6/1999, de 12 de juliol, d'ordenació, gestió i tributació de l'aigua. Modificada parcialmente por la Llei 4/2000, de 26 de maig, de mesures fiscals i administratives.

- Llei 17/2001, de 31 de desembre, de modificació de la llei 5/1990, de 9 de març, d'infraestructures hidràuliques de Catalunya.

- Decret 22/2002, de 22 de gener, d'establiment i millora de les mesures per a la gestió dels recursos hídrics. Modificado por D 114/2002, de 2 d'abril y por D 153/2002, de 28 de maig. Establece normas y medidas especiales para el aprovechamiento de los recursos hidráulicos escasos, regula el riego y posibilita el establecimiento de programas para la reutilización de aguas residuales depuradas.

- Resolució MAB/124/2002, d'11 de gener, per la qual es dóna publicitat a la relació de les zones sensibles corresponents a les conques internes de Catalunya i de les zones sensibles per eutrofització potencial en les zones costaneres.

- Decret 22/2002, de 22 de gener, d'establiment i millora de les mesures per a la gestió dels recursos hídrics. Modificado por D 114/2002, de 2 d'abril y D 153/2002, de 28 de maig. Pliego de medidas urgentes contra la

sequía hasta 31 de diciembre de 2002: riego agrícola, reutilización de aguas residuales para riego agrícola, y el riego de campos de golf queda limitado a aguas procedentes de depuradoras de aguas residuales. En preparación normativa para el riego de campos de golf con aguas residuales depuradas.

- *Resolució MAB/3053/2002, de 15 d'octubre, per la qual es fa públic l'Acord del Govern de 10 de setembre de 2002, d'aprovació del document general del Programa de Sanejament d'Aigües Residuals Urbanes*. Desarrolla el "Programa de Sanejament d'Aigües Residuals Urbanes" (DMA, ACA).

Nota:

- *"Prevenió del risc sanitari derivat de la reutilització d'aigües residuals depurades com a aigües de reg"*, 1994 (DG de Salut Pública del DSS). Recoge consejos para la reutilización del agua residual depurada para riego con garantías sanitarias.

- *"PROGRAMARI PACREG 4.1"*. Programa que permite elaborar el consejo de riego a nivel de parcela. (Servei de Producció Agrícola del DARP).

- *"Pla d'Actuacions de Nous Regadius 2002-2008"* (DARP).

- *"Pla Director Ambiental de Camps de Golf a Catalunya"* (DMA).

**IV. FORESTAL.** *Aprovechamientos. Medidas de protección y conservación. Prevención de incendios forestales. Organismos de regulación. Otras normas.* No se incluyen las disposiciones referentes a la protección de especies, ni sobre conservación de la biodiversidad, se tratan en el apartado XII "Conservación de la Naturaleza".

#### Legislación comunitaria

- *Reglamento (CEE) 3528/86, de 17 de noviembre de 1986, relativo a la protección de los bosques en la Comunidad contra*

*la contaminación atmosférica.* Modificado sucesivamente.

- *Reglamento (CEE) 3529/86, de 17 de noviembre de 1986, relativo a la protección de los bosques en la Comunidad contra los incendios.* Modificado sucesivamente.

- *Decisión 89/367/CEE, de 29 de mayo de 1989, por la que se crea un Comité Forestal Permanente.*

- *Reglamento (CEE) 1615/89, de 29 de mayo de 1989, por el que se crea un Sistema Europeo de Información y Comunicación Forestal (EFICS).* Modificado por Reglamentos: 400/94 y 1100/98.

- *Reglamento (CEE) 2080/92, de 30 de junio de 1992, por el que se establece un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en la agricultura.*

- *Reglamento (CEE) 2158/92 del Consejo, de 23 de julio de 1992, relativo a la protección de los bosques comunitarios contra los incendios.* Modificado sucesivamente.

- *Resolución 99/C 56/01, de 15 de diciembre de 1998, sobre una estrategia forestal para la Unión Europea.*

- *Reglamento (CE) 1257/99, de 17 de mayo de 1999, sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA) y por el que se modifican y derogan determinados Reglamentos.* Marco de ayudas para un desarrollo rural sostenible. Establece ayudas para la reforestación de tierras agrícolas.

#### Estrategia comunitaria

- *COM/2002/404 final. Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre el seguimiento de la interacción de los bosques y del medio ambiente en la Comunidad.*

### Legislación estatal

- Ley de 19 de diciembre de 1951, sobre Repoblación Forestal y Ordenamiento de Terrenos de Cuencas Alimentadoras de Embalses.

- Ley de 8 de junio de 1957, de Montes. En proceso de reforma.

- Decreto 485/1962, de 22 de febrero, que aprueba el Reglamento de Montes. Regula aprovechamientos silvícolas, defensa de los bosques e industria forestal.

- Ley 81/1968, de 5 de diciembre, sobre Incendios forestales. Desarrollada por el Decreto 3769/1972, de 23 de diciembre. Así mismo, sucesivamente se han aprobado diversas órdenes sobre "Planes de acción para la lucha contra incendios forestales".

- Real Decreto 6/2001, de 12 de enero, sobre fomento de la forestación de tierras agrícolas. Deroga RD 152/1996, de 2 de febrero.

- Real Decreto 203/2000, de 11 de febrero, por el que se crea el Consejo Nacional de Bosques.

- Resolución de 5 de julio de 2002, del Ministerio de Medio Ambiente por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros, por el que se aprueba el Plan Forestal Español. Contiene el "Plan Forestal Español" 2002-2032 (MMA) y prevé la actualización permanente del "Inventario Nacional de Erosión de Suelos" (MMA).

### Legislación autonómica

- Llei 6/1988, de 30 de març, Forestal de Catalunya. Adecuada por Decret legislatiu 10/1994, y derogada parcialmente por Llei 7/1999.

- Decret 35/1990, de 23 de gener, pel qual es fixa la unitat mínima forestal. Modificado por Llei 7/1999.

- Ordre de 21 de juny del 1993, sobre cremes controlades en zones d'alta muntanya.

- Resolució de 24 d'octubre de 1994, per la qual es dona publicitat a l'Acord de 29 del setembre de 1994 del Govern de la Generalitat, pel qual s'aprova el Pla de protecció civil d'emergències per incendis forestals a Catalunya. Contiene "Pla de protecció civil d'emergències per incendis forestals de Catalunya", INFOCAT (DMA).

- Decret 64/1995, de 7 de març, pel qual s'estableixen mesures de prevenció d'incendis forestals. Deroga las disposiciones anteriores en materia de prevención de incendios: D 63/1988, D 31/1989, y O del 12 de maig de 1989.

- Resolució de 14 de maig de 1996, per la qual és dona publicitat als Plans tècnics de gestió i millora forestal aprovats per la Direcció General del Medi Natural.

- Decret 268/1996, de 23 de juliol, pel qual s'estableixen mesures de tallada periòdica i selectiva de vegetació en la zona d'influència de les línies aèries de conducció elèctrica per a la prevenció d'incendis forestals i la seguretat de les instal·lacions.

- Decret 130/1998, de 12 de maig, pel qual s'estableixen mesures de prevenció d'incendis forestals en les àrees d'influència de carreteres.

- Ordre de 28 de setembre de 1998, sobre els Plans tècnics de gestió i millora forestal.

- Llei 7/1999, de 30 de juliol, del Centre de la Propietat Forestal. Regula y ordena la gestió forestal, y promueve la conservación, el desarrollo sostenible y la mejora de bosques y de terrenos forestales de titularidad privada. Se desarrollan "Projectes d'ordenació forestal" y "Plans tècnics de gestió i millora forestal" (DMA). Deroga parcialmente: Lei 6/1988, D 358/1989, D 119/1994.

- Decret 46/1999, de 26 de febrer, d'ampliació de termini per adoptar mesures de prevenció d'incendis forestals en urbanitzacions.

- Ordre MAB/28/2002 de 31 de gener, sobre mesures extraordinàries per a la prevenció d'incendis forestals.

**V. PASTOS.** *Aprovechamiento de pastos. Ordenación de explotaciones porcinas extensivas. Vías pecuarias.* En la legislación comunitaria, no se ha detectado un tratamiento diferenciado para este uso del suelo, sin embargo, existe un despliegue legislativo importante sobre: alimentación animal (elemento básico para controlar la composición de los residuos ganaderos), gestión del pastoreo de baja intensidad y reducción de la carga ganadera (medidas de conservación). A pesar de ello, estos aspectos no se incluyen en esta recopilación.

#### Legislación estatal

- *Ley de 7 de octubre de 1938, de aprovechamiento de pastos y rastrojos.*

- *Decreto 1256/1969, de 6 de junio, por el que se aprueba el reglamento de pastos, hierbas y rastrojeras.*

- *Real Decreto 1132/1981, de 24 de abril sobre ordenación sanitaria y zootécnica de las explotaciones porcinas extensivas.* Para ganado de pasto, generalmente en dehesas.

- *Ley 3/1995, de 23 de marzo, de vías pecuarias.*

#### Legislación autonómica

Se rige por la normativa agrícola y la de alta montaña para conservación de la naturaleza, ver los apartados II “Suelos agrarios” y XII “Conservación de la naturaleza”. Existe el “*Pla agroambiental de prats i pastures*” (DARP).

#### VI. EXPLOTACIONES GANADERAS.

*Ordenación de las explotaciones intensivas. Medidas ambientales. Deyecciones ganaderas* (Ver también la normativa de los subapartados “Gestión de residuos” y “Prevención de la contaminación de las aguas por nitrógeno de origen agrario” incluidos en el apartado III “Productos aplicables al suelo”). *Identificación y registro de animales,*

en España de acuerdo con el *RD 205/1996, de 9 de febrero*, y en Cataluña según la *Declaración agraria única*, regulada por la normativa que figura en la Nota sobre ayudas del apartado II “Suelos agrarios”. No se incluyen las recientes disposiciones comunitarias relacionadas con aspectos zootécnicos y de sanidad animal (bienestar del ganado), no obstante, cuando sean de aplicación tendrán repercusiones sobre la composición de las deyecciones ganaderas, en su valorización a través del suelo, y en consecuencia sobre el suelo.

#### Legislación estatal

- *Real Decreto 324/2000, de 3 de marzo, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas.* Medidas para protección agroambiental de las explotaciones intensivas. Almacenamiento, tratamiento y valorización agrícola del estiércol. Deroga: *D 2641/1971, de 13 de agosto; O de 7 de noviembre de 1974; O de 23 junio de 1976.* Modificado por: *RD 3483/2000, de 29 de diciembre; RD 1323/2002, de 13 de diciembre.*

#### Legislación autonómica

- *Decret 61/1994, de 22 de febrer, sobre regulació de les explotacions ramaderes.* Condiciones mínimas que deben cumplir todas las explotaciones.

- *Ordre de 7 d'abril de 1994, per la qual es fixen normes d'ordenació de les explotacions porcines, avícoles, cunícules i bovines.*

#### VII. ZONAS HÚMEDAS. Protección de ecosistemas. Medidas agroambientales.

*Otras normas.* Este apartado merece un tratamiento independiente ya que las zonas húmedas son objeto de protección especial y también, en parte, se destinan a uso agrario. No se incluyen las disposiciones de aplicación sobre el agua, recogidas en el subapartado

“Aguas para riego” del apartado III, tampoco las referentes a su protección, que es tratadas en el apartado XI. No se hace referencia a las disposiciones relativas a la protección específica de las diversas zonas húmedas de España, ni de Cataluña.

### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres.* Adopción del Convenio de Ramsar relativo a las zonas húmedas. Modificada sucesivamente.

- *Resolución (CE) 94/C 135/02, de 6 de mayo de 1994, relativa a una estrategia comunitaria de gestión integrada de la zona costera.*

- *Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre del 2000, por el que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.* Modificada por *Decisión C(2001) 2455.* Considera la protección de los ecosistemas acuáticos.

- *Resolución (CE) 94/C 135/02, de 6 de mayo de 1994, relativa a una estrategia comunitaria de gestión integrada de la zona costera.*

### **Estrategia comunitaria**

- *COM/91/42 final. Propuesta de Directiva por la que se modifica el anexo II de la Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres.*

### **Legislación estatal**

- *Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas.* Determina que las zonas de dominio público marítimo-terrestre incluyan los humedales de influencia mareal.

- *Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.* Establece la obligación de elaborar el “*Inventario Nacional de zonas húmedas*” y fijar las medidas que garanticen su protección.

- *Real Decreto 928/1995, de 9 de junio, que establece un régimen de fomento del uso en determinados humedales de métodos de producción agraria compatibles con la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural y de las aves silvestres.*

- *Real Decreto 581/2001, de 1 de junio, por el que en determinadas zonas húmedas se prohíbe la tenencia y el uso de municiones que contengan plomo para el ejercicio de la caza y el tiro deportivo.*

- *Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.* Juntamente con los reglamentos que desarrolla la ley, establece la definición, así como la necesidad de intervención y delimitación de zonas húmedas, considera su protección, restauración y la creación de nuevas zonas.

Nota:

- “*Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales, en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen*” (MMA). Es la aplicación española del “*Plan Estratégico del Convenio de Ramsar 1997-2002*”. España, en 1982, ratifica el Convenio de Ramsar relativo a las zonas húmedas de importancia internacional. Desde entonces se han desarrollado diferentes instrumentos legales y estratégicos como marco de referencia para la protección, conservación y restauración de zonas húmedas. Periódicamente se han designado nuevos humedales, actualmente figuran en la lista internacional de Ramsar 49 de españoles.

### **Legislación autonómica**

- *Llei 6/1999, de 12 de juliol, d'ordenació, gestió i tributació de l'aigua.* Modificada per la *Llei 21/2001, de 28 de desembre, de mesures fiscals i administratives.*

- *Ordre de 2 d'octubre de 2001, per la qual es dicten normes d'aplicació a Catalunya del Real Decreto 581/2001, d'1 de juny, por*

*el que en determinades zones humides es prohibeix la tinença i l'ús de municions que continguin plom per l'exercici de la caça i el tir esportiu.*

- *Decret 22/2002, de 22 de gener, d'establiment i millora de les mesures per a la gestió dels recursos hídrics. Modificado por: D 114/2002, de 2 d'abril, y D 153/2002, de 28 de maig.*

**VIII. RESTAURACIÓN DE ESPACIOS AFECTADOS POR ACTIVIDADES EXTRACTIVAS.** *Minería. Normes para la elaboración de planes de explotación y restauración. Protección de los espacios de especial interés natural afectados por actividades extractivas. También, consultar el apartado XI "Instrumentos para la protección del ambiente".*

#### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 85/337/CEE, de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.*

- *Directiva 2001/42/CE, de 27 de junio de 2001, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.*

#### **Estrategia comunitaria**

- *COM/2000/265 final. Comunicación de la Comisión "Promover el desarrollo sostenible en la industria extractiva no energética de la UE".*

- *COM/2000/664 final. Comunicación de la Comisión La seguridad de la minería: informe de seguimiento de los últimos accidentes ocurridos en el sector. Entre otros, hace referencia al accidente de Aznalcollar.*

#### **Legislación estatal**

- *Ley 22/1973, de 21 de julio de 1973, de Minas. Modificada por la Ley 54/1080.*

- *Decreto 2875/1978, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General de Minería.*

- *Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, sobre restauración del espacio natural afectado por actividades mineras.*

- *Real Decreto 1116/1984, de 9 de mayo, sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos.*

- *Orden de 13 de junio de 1984, sobre normas para la elaboración de los planes de explotación y restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos.*

- *Orden de 20 de noviembre de 1984, que desarrolla el Real Decreto 2994/1982.*

#### **Legislación autonómica**

- *Llei 12/1981, de 24 de desembre, per la qual s'estableixen normes de protecció dels espais d'especial interès natural afectats per activitats extractives. Primera normativa de España en este ámbito. La rehabilitación del suelo tiene un papel destacado.*

- *Decret 343/1983, de 15 de juliol, sobre les normes de protecció del medi ambient d'aplicació a les activitats extractives.*

- *Ordre de 6 de juny de 1988 que desenvolupa el Decret 343/1983.*

- *Decret legislatiu 14/1994, de 26 de juliol, pel qual s'adequa la Llei 12/1981. Restauración integrada, es decir paralelamente con las actividades de explotación.*

Nota:

- *"Recomanacions tècniques per a la restauració i condicionament dels espais afectats per activitats extractives", 1987. (DG Política Territorial, DPTOP).*

- *“Manual de restauració d’activitats extractives amb fangs de depuradora. Recuperació de terrenys marginals”*, 1996. (JS, DMA).

### **IX. ACTIVIDADES ECONÓMICAS.**

*Actividades económicas y medio rural. Clasificación de actividades económicas.* Existen dos razones para incluir este apartado: la primera, elemental, puesto que la mayoría de actividades ocupan territorio y por tanto suelo; la segunda, motivada por la posibilidad de que para establecer la lista de actividades potencialmente contaminantes del suelo (aspecto considerado en el punto 4 del artículo 27 de la *Ley 10/1998, de residuos*, pero aun no desarrollado) se recurra a ellas.

#### **Legislación comunitaria**

- *Reglamento (CE) 29/2002 de la Comisión, de 19 de diciembre de 2001, por el que se modifica el Reglamento (CEE) 3037/90 del Consejo relativo a la nomenclatura estadística de actividades económicas en la Comunidad Europea.*

#### **Legislación estatal**

- *Real Decreto 206/1996, de 9 de febrero, por el que se establece un régimen de ayudas para el fomento de la diversificación de la actividad económica y la creación de empleo en el medio rural.*

- *Real Decreto 1560/1992, de 18 de diciembre, por el que se aprueba la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE-93).* En trámite de modificación.

### **X. SUELOS CONTAMINADOS.**

*Inventario de suelos contaminados. Recuperación/ Regeneración de espacios degradados. Actuaciones.* Las medidas de protección se recogen en los subapartados del apartado XI “Instrumentos para la protección del ambiente”.

#### **Legislación estatal**

- *Resolución de 28 de abril de 1995, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995 por el que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados.* El “*Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados 1995-2005* (MMA), incorpora los planes autonómicos existentes, hace el diagnóstico de la situación y el inventario nacional de espacios contaminados, establece las líneas de actuación y su financiamiento.

- *Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.* Contiene la declaración y recuperación de suelos contaminados, las responsabilidades administrativas y el régimen de sanciones. Según el artículo 27 de la Ley, están pendientes de legislar: la lista de actividades potencialmente contaminantes del suelo, así como los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

#### **Legislación autonómica**

- *Llei 6/93, de 15 de juliol, reguladora dels residus.* Incluye la regeneración de los espacios degradados.

Nota:

- *Guies d’avaluació de la qualitat del sòl* (JR, DMA):

. *“Anàlisi Simplificada de Risc”.*

. *“Criteris Provisionals de Qualitat del Sòl a Catalunya”.*

. *“Pautes d’anàlisi”.*

- *“Programa de Gestió de Residus Industrials de Catalunya 2001-2006”*, aprobado el 11 de mayo de 2001, por el Consejo de Dirección de la Junta de Residuos (JR, DMA), que establece las actuaciones en suelos contaminados.

## XI. INSTRUMENTOS PARA LA PROTECCIÓN DEL AMBIENTE.

*Sustancias peligrosas. Evaluación de impacto ambiental (EIE). Prevención y control integrado de la contaminación (IPPC o PPIC, respectivamente en la CE y España) o Intervención integral de la Administración ambiental. (IIAA, en Cataluña). Protección del suelo. Otras medidas para la protección del ambiente.*

- SUSTANCIAS PELIGROSAS. *Accidentes graves con sustancias peligrosas. Evaluación y control de riesgos. Ver también subapartado “Fitosanitarios, Plaguicidas y/o Biocidas” del apartado III “Productos aplicables al suelo”.*

### Legislación comunitaria

- *Directiva 67/548/CEE del Consejo, de 27 de junio de 1967, relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas. Modificada sucesivamente.*

- *Directiva 82/501/CEE, de 24 de junio, relativa a los riesgos de accidentes graves en determinadas actividades industriales (conocida también como Directiva Seveso I).*

- *Directiva 91/155/CEE de la Comisión, de 5 de marzo de 1991, por la que se definen y fijan, en aplicación del artículo 10 de la Directiva 88/379/CEE del Consejo, las modalidades del sistema de información específica, relativo a los preparados peligrosos. Modificada sucesivamente.*

- *Reglamento (CEE) 793/93 del Consejo, de 23 de marzo de 1993, sobre evaluación y control del riesgo de las sustancias existentes. Contiene el programa destinado a identificar y controlar el riesgo de algunas sustancias químicas existentes que figuran en el Catálogo europeo de sustancias químicas comercializadas (EINECS, *European Inventory of Existing**

*Commercial Chemical Substances*), que se actualiza periódicamente.

- *Reglamento (CE) 1488/94 de la Comisión, de 28 de junio de 1994, por el que se establecen los principios de evaluación del riesgo para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes.*

- *Directiva 96/82/CE, de 9 de diciembre de 1996, relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas (conocida como Directiva Seveso II). Modifica la Directiva 82/501/CEE, de 24 de junio, relativa a los riesgos de accidentes graves en determinadas actividades industriales (o Directiva Seveso I). Existe un proyecto para su modificación.*

- *Directiva 98/8/CE, de 16 de febrero de 1998, relativa a la comercialización de biocidas.*

### Estrategia comunitaria

- COM/1999/706 final. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 17 de diciembre de 1999, sobre una estrategia comunitaria en materia de alteradores endocrinos.

- COM/2001/262 final. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 14 de junio de 2001, sobre la aplicación de la estrategia en materia de alteradores endocrinos.

- COM/2002/540 final. Propuesta modificada de Directiva por la que se modifica la Directiva 96/82/CE, de 9 de diciembre de 1996, relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas.

### Legislación estatal

- *Real Decreto 363/1995, de 10 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasifi-*

cación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. Modificada sucesivamente.

- *Real Decreto 1523/1999, de 1 de octubre, por el que se modifica el Reglamento de instalaciones petrolíferas, aprobado por Real Decreto 2085/1994, de 20 de octubre, y las instrucciones técnicas complementarias MI-IP03, aprobada por el Real Decreto 1427/1997, de 15 de septiembre, y MI-IP04, aprobada por el Real Decreto 2201/1995, de 28 de diciembre.*

- *Real Decreto 1054/2002, de 11 de octubre, por el que se regula el proceso de evaluación para el registro, autorización y comercialización de biocidas. Incorpora Directiva 98/8/CE. Contiene el "Registro Oficial de Biocidas" (DG de Salud Pública del M de Sanidad y Consumo), así como la clasificación y caracterización de productos activos. Transpone Directiva 98/8/CE.*

• EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA). Marco y procedimientos para la evaluación de los impactos que la realización de proyectos tiene sobre el ambiente. Medidas correctoras de prevención. Normas parcialmente derogadas por algunas disposiciones del subapartado siguiente "Prevención y control integrado de la contaminación".

#### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 85/337/CEE, de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.*

- *Directiva 97/11/CE, de 3 de marzo de 1997, por la que se modifica la Directiva del 85/337/CEE, de 27 de junio, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.*

- *Directiva 2001/42/CE, de 27 de junio de 2001, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente. Evaluación ambiental, afec-*

*ta: proyectos de los anejos I y II de Directiva 85/337/CEE, y también aquellos que la requieran según Directiva 92/43/CEE.*

#### **Estrategia comunitaria**

- *COM/2000/839 final. Propuesta de directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establecen medidas para la participación del público en la elaboración de determinados planes y programas relacionados con el medio ambiente, y por la que se modifica la Directiva 85/337/CEE y la Directiva 96/61/CE.*

#### **Legislación estatal**

- *Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. Transpone Directiva 85/337/CEE.*

- *Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental.*

- *Real Decreto-Ley 9/2000, de 6 de octubre, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental.*

- *Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de evaluación de impacto ambiental. Transpone Directiva 97/11/CE.*

#### **Legislación autonómica**

- *Decret 114/1988, de 7 d'abril, d'avaluació d'impacte ambiental. Derogada parcialmente por la Llei 3/1998, de la intervenció integral de l'Administració ambiental.*

• PREVENCIÓN Y CONTROL INTEGRADO DE LA CONTAMINACIÓN (IPPC) / INTERVENCIÓN INTEGRAL DE LA ADMINISTRACIÓN AMBIENTAL (IIAA). Marco y procedimientos para la (IPPC). La

primera denominación (IPPC) se utiliza en la CE y España, mientras que la segunda (IIAA) en Cataluña. Establece medidas para evitar o reducir y controlar la contaminación del medio ambiente y lograr su protección. *Inventario europeo de emisiones contaminantes.*

#### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 96/61/CE, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y control integrado de la contaminación.*

- *Decisión 2000/479/CE, de 17 de julio de 2000, relativa a la realización de un inventario europeo de emisiones contaminantes (EPER) con arreglo al artículo 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC).*

#### **Estrategia comunitaria**

- COM/2000/839 final. Propuesta de directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establecen medidas para la participación del público en la elaboración de determinados planes y programas relacionados con el medio ambiente, y por la que se modifica la Directiva 85/337/CEE y la Directiva 96/61/CE.

#### **Legislación estatal**

- *Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación.*

#### **Legislación autonómica**

- *Llei 3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'Administració ambiental.* (IIAA). Modificada por: *Llei 1/1999* y *Llei 13/2001.*

- *Llei 1/1999, de 30 de març, de modificació de la disposició final quarta de la Llei*

*3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'Administració ambiental.*

- *Decret 136/1999, de 18 de maig, pel qual s'aprova el Reglament general de desplegament de la Llei 3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'administració ambiental, i s'adapten els seus annexos.*

- *Decret 170/1999, de 29 de juny, pel qual s'aprova el Reglament provisional regulador de les entitats ambientals de control.*

Regula provisionalmente el sistema de acreditación, funcionamiento y supervisión de las entidades que han de realizar las funciones de control de las actividades con incidencia ambiental que prevé la disposición adicional quinta de la *Llei 3/1998.*

- *Ordre de 18 de gener de 2000, de constitució de les ponències ambientals en els ens locals.* En los municipios de más de 50.000 habitantes, las ponencias son las encargadas de realizar las funciones de verificación, evaluación e información técnica de los proyectos, evaluaciones ambientales y control de las actividades sometidas a los diferentes regímenes de intervención en que participen.

- *Resolució de 28 de novembre de 2000, per la qual s'aprova una ordenança municipal tipus reguladora de la intervenció administrativa de les activitats en el marc de la Llei 3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'administració ambiental i disposicions que la despleguen.* Reparto de funciones entre las administraciones de la Generalitat y la local, con el fin de evitar la superposición de actuaciones. Instrumento normativo específico que permite la aplicación del nuevo sistema de intervención en el marco del municipio y establece la organización administrativa local que requiere el nuevo marco.

- *Llei 13/2001, de 13 de juliol, de modificació de la Llei 3/1998, de 27 de febrer, de la intervenció integral de l'Administració ambiental.*

• INICIATIVAS PARA LA PROTECCIÓN DEL SUELO.

**Estrategia comunitaria**

- COM 2002, 179 final. *Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo”*. Pretende equiparar el suelo al mismo nivel de protección que el agua y el aire, mediante la incorporación de medidas preventivas en la nueva legislación, integrándolo en otras políticas sectoriales y preparando normas para instaurar un sistema de vigilancia del suelo.

• OTRAS MEDIDAS PARA LA PROTECCIÓN DEL AMBIENTE. Se recogen aquellos aspectos no recogidos en otros apartados, tales como: *Desarrollo sostenible. Informes sobre medio ambiente. Emisión de contaminantes. Cambio climático y Techos de emisiones a la atmósfera. Política de aguas. Inspección y control ambiental. Delito ecológico y Responsabilidad ambiental. Programas de acción sobre medio ambiente.* No se incluye el marco y procedimientos del sistema comunitario de gestión y auditorías ambientales (EMAS, *Eco-Management and Audit Scheme*).

**Legislación comunitaria**

- Directiva 91/692/CEE, de 23 de diciembre de 1991, sobre la normalización y la racionalización de los informes relativos a la aplicación de determinadas directivas referentes al medio ambiente.

- Decisión 93/389/CEE del, de 29 de octubre de 1993, *relativa a un mecanismo de seguimiento de las emisiones de CO<sub>2</sub> y de otros gases de efecto invernadero en la Comunidad*. Modificada por Decisión 99/296/CE.

- Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre de 2000, *por el que se establece un marco*

*comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. Modificada por Decisión 2455/2001. Considera la protección de los ecosistemas acuáticos.

- Decisión 2000/479/CE, de 17 de julio de 2000, *relativa a la realización de un inventario europeo de emisiones contaminantes (EPER) con arreglo al artículo 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC)*.

- COM/2000/860 final. *Elaboración de una nueva política de las aguas de baño*. Substituirá la Directiva 76/160/CEE, de 8 de diciembre de 1975, *relativa a la calidad de las aguas de baño*.

- Decisión 2455/2001/CE, de 20 de noviembre de 2001, *por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE*.

- Directiva 2001/81/CE, de 23 de octubre de 2001, *sobre techos nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos*. Emisiones de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, COV y NH<sub>3</sub>.

- Decisión 466/2002/CE, de 1 de marzo de 2002, *por la que se aprueba un Programa de acción comunitario de fomento de las organizaciones no gubernamentales dedicadas principalmente a la protección del medio ambiente*.

- Decisión 1600/2002/EC, de 22 de junio de 2002, *relativa al 6º Programa de Acción sobre Medio Ambiente (2001-2010) “Medio Ambiente 2010: El futuro está en nuestras manos”*. Áreas de actuación prioritarias: cambio climático, biodiversidad, recursos naturales, contaminación.

**Estrategia comunitaria**

- COM/98/333 final. *Comunicación de la Comisión al Consejo Europeo de 27 de mayo de 1998 -Colaboración para la integración-* “Una estrategia para la integración del

medio ambiente en las políticas de la Unión Europea”.

- COM/ 2000/66 final. *Libro Blanco sobre responsabilidad ambiental.*

- COM/2001/139 final. *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la protección del medio ambiente por medio del derecho penal.*

- COM/2002/17 final. *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre responsabilidad ambiental en relación con la prevención y reparación de daños ambientales.*

- COM/2000/88 final. *Comunicación de la Comisión. Políticas y medidas de la UE para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero: Hacia un Programa Europeo sobre el Cambio Climático.*

- COM/2000/860 final. *Elaboración de una nueva política de las aguas de baño. Substituirá la Directiva 76/160/CEE, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas de baño.*

- COM/2001/68 final. *Libro verde sobre la política de productos integrada. Reducir los efectos ambientales de los productos en su el ciclo de vida, desde la extracción de materias primas hasta la gestión de los residuos, pasando por la producción, distribución y utilización.*

- COM/2001/264 final. *Desarrollo sostenible en Europa para un mundo mejor: Estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible.*

- COM/2002/412 final. *Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones. -Acuerdos medio-ambientales a nivel comunitario en el marco del Plan de acción “Simplificar y mejorar el marco regulador”-.*

### **Legislación estatal**

- *Ley Orgánica 8/1983, de 25 de junio, Código Penal, de reforma parcial y urgen-*

*te del Código Penal. Incorpora el “Delito Ecológico”, artículo 347 bis.*

- *Real Decreto 283/2001, de 16 de marzo, por el cual se modifican determinados artículos del Reglamento del Impuesto sobre Sociedades en materia de deducción por inversiones destinadas a la protección del medio ambiente. Modifica el RD 537/1997.*

### **Legislación autonómica**

- *Decret 230/1993, de 6 de setembre, sobre exercici de les funcions d'inspecció i control en l'àmbit de la protecció del medi ambient.*

**XII. CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA.** *Conservación de espacios naturales. Conservación de la biodiversidad. No se citan las disposiciones sobre la protección espacios naturales delimitados, ni aquellos aspectos mencionados en otros apartados.*

### **Legislación comunitaria**

- *Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y la fauna silvestres. Promueve el mantenimiento de los equilibrios ecológicos, propone un sistema de clasificación de las zonas de protección especial y concede una particular importancia al área mediterránea.*

- *Directiva 97/62/CE, de 27 de octubre de 1997, por la que se adapta al progreso científico y técnico la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Incorpora hábitats naturales acuáticos y terrestres.*

- *Decisión 98/746/CE, de 21 de diciembre de 1998, relativa a la aprobación en nombre de la Comunidad de la modificación de los Anexos II y III del Convenio de Berna relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa, adoptada*

durante la decimoséptima reunión del Comité Permanente del Convenio.

### Legislación estatal

- Ley de 8 de junio de 1957 de Montes. En proceso de reforma.

- Decreto 485/62, de 22 de febrero, que desarrolla reglamentariamente la Ley de 8 de junio de 1957.

- Ley 15/1975, de 2 de mayo, sobre Espacios Naturales Protegidos.

- Ley 16/1985, de 2 de junio, del Patrimonio Histórico Español. Contiene el "Plan Especial de protección de parajes pintorescos".

- Real Decreto 111/1986, de 10 de enero, de desarrollo parcial de la Ley 16/1985, del Patrimonio Histórico Español. Establece los órganos colegiados, instrumentos administrativos, transmisión y exportación de bienes integrantes del Patrimonio Histórico Español. Modificado por RD 162/2002, de 8 de febrero, por el que se modifica el artículo 58 del Real Decreto 111/1986, de 10 de enero, de desarrollo parcial de la Ley 16/1985, de 25 de junio, del Patrimonio Histórico Español.

- Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la flora y fauna silvestres. Modificada por Ley 40/1997 y por Ley 41/1997.

- Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, Espacios Naturales. Transposición de la Directiva 92/43/CEE. Establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres. Modificado por RD 1193/1998, de 12 de junio.

- Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres.

- Real Decreto 1803/1999, de 26 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director de la Red de Parques Nacionales.

### Legislación autonómica

No se citan las disposiciones específicas de: Parques Naturales, Espacios Naturales de Interés Natural o de Protección Especial, Reservas Naturales, Parajes Naturales, Áreas protegidas, etc.,

- Decret 266/1982, de 3 d'agost, de la declaració de conjunts naturals d'interès cultural. Incluye el patrimonio paisajístico

- Llei 2/1983, de 9 de març, d'Alta Muntanya. Modificada por Decret Legislatiu 3/86, de 4 d'agost.

- Llei 12/1985, de 13 de juny, d'Espais Naturals. Modificada pel Decret Legislatiu 11/1994. Contiene el "Pla d'Espais d'Interès Natural" (DMA).

- Decret 378/1986, de 18 de setembre, sobre establiment de plans de prevenció d'incendis en els espais naturals de protecció especial.

- Decret 200/1992, de 25 de setembre, pel qual es distribueixen competències sobre els espais inclosos en el Pla d'Espais d'Interès Natural.

- Decret 328/1992, de 14 de desembre, pel qual s'aprova el Pla d'Espais d'Interès Natural. Modificado sucesivamente por: D 213/1997, D 20/2000, D 226/2000 y D 171/2002.

- Ordre del 21 de juny de 1993, sobre cremes controlades en zones d'alta muntanya.

- Decret Legislatiu 11/1994, de 26 de juliol, pel qual s'adequa la Llei 12/1985, de 13 de juny, d'espais naturals.

- Llei 9/1995, de 27 de juliol, de regulació de l'accés motoritzat al medi natural. Deroga el Decret 59/1989, de 13 de març que regula la circulació motoritzada per la protecció del medi natural.

- *Decret 166/1998, de 8 de juliol, de regulació de l'accés motoritzat al medi natural*. Configuración de la *Llei 9/1995*.

- *Ordre del 9 d'abril de 2001, d'ampliació del període de cremes controlades en zones d'alta muntanya*.

Nota:

- "Plans de delimitació de zones inundables". *INUNCAT* (DMA, ACA),

- "Plans de Defensa o Protecció contra Avingudes". (DMA, ACA)

**ANEJO II.** Relación cronológica de los principales acontecimientos internacionales o intergubernamentales que de forma directa o indirecta están relacionados con el suelo, la mayoría de convenios han sido ratificados por la UE y España:

- 1971. *Convenio relativo a los humedales de importancia internacional, especialmente como hábitats de aves acuáticas* (Ramsar). Protección de las zonas húmedas.

- 1972. *Convenio relativo a la Protección del Patrimonio Mundial, Cultural y Natural* (Paris).

- 1972. *Carta Europea del Suelo* (Consejo de Europa). Convoca a los Estados para aplicar una política de conservación del suelo. Actualmente en fase de revisión.

- 1979. *Convenio sobre la Conservación de la Vida Silvestre en Europa y de los Hábitats Naturales* (Berna).

- 1981. *Carta Mundial de los Suelos* (FAO). Fomento de la cooperación internacional para el uso racional de los recursos edáficos.

- 1982. *Política Mundial del Suelo* (PNUMA). Fomento de la cooperación internacional para el uso racional de los recursos edáficos.

- 1991. *Convenio de Esopo (CEPE) sobre evaluación del impacto ambiental en un contexto transfronterizo*.

- 1992. *Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (Cumbre de la Tierra, Río)*. Resoluciones

adoptadas: Declaración sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Agenda 21, Convenio sobre el Cambio Climático, Convenio sobre la Diversidad Biológica, y la Declaración de principios sobre Gestión, Conservación y Desarrollo sostenible de los Bosques.

- 1992. *Convenio de las Naciones Unidas sobre Biodiversidad* (Nairobi).

- 1992. *Convenio de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático* (Nueva York).

- 1992. *Convenio sobre los Efectos Transfronterizos de los Accidentes Industriales* (Helsinki).

- 1994. *Convenio de las Naciones Unidas para la lucha contra la Desertificación en los países afectados por sequía grave, en particular África* (Paris).

- 1995. *Estrategia Pan-Europea sobre Diversidad Biológica y Paisajista* (Sofía).

- 1995. *Panel Intergubernamental sobre Bosques*. Substituido en 1997 por el *Forum Intergubernamental sobre Bosques*.

- 1996. *Conferencia europea sobre "Desarrollo Rural". Declaración de Cork: "Por un paisaje rural vivo"* (Cork).

- 1998. *Forum Europeo del Suelo (Acuerdo de Bonn sobre política de protección del suelo en Europa)*. Política para la protección del suelo.

- 1998. *Convenio del PNUMA sobre Plaguicidas y Productos Químicos Peligrosos objeto de comercio internacional* (Rotterdam).

- 2000. *Conferencia Intergubernamental sobre Biodiversidad en Europa* (Riga).

- 2000. *Conferencia sobre Desarrollo Rural* (Washington).

- 2000. *Convenio Europeo del Paisaje* (Florencia).

- 2000. *Convenio del PNUMA sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes* (Estocolmo).

- 2001. *Carta Europea sobre Recursos Hídricos* (Consejo de Europa).

- 2002. *Conferencia Pan-Europea sobre Agricultura y Biodiversidad* (Paris, 2002)



**IN MEMORIAM**

Recordando al profesor Delgado

El pasado día 6 de febrero moría en Granada D. Miguel Delgado Rodríguez, catedrático de Edafología y Química Agrícola, Profesor de Investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Director-Fundador del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada.

El Prof. Delgado (Granada, 14/11/1921) cursó la licenciatura de Farmacia durante los años 1940/45, alternando estos estudios con los de la Escuela Nacional de Magisterio, obteniendo siempre brillantes calificaciones. Fue Profesor Ayudante de Mineralogía y Zoología bajo la dirección del Prof. Lopez Neyra (1947). Al año siguiente es nombrado Profesor de Geología Aplicada, y defiende su Tesis Doctoral en 1949 de título “Génesis del Yacimiento de Caolín de Carataunas” dirigida por el Prof. Hoyos de Castro.

Adjunto por oposición de Geología Aplicada (1948-52), Colaborador Científico (1953-59), Investigador Científico (1960-62) y Profesor de Investigación (1962-63) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Fue Jefe de la Sección de Mineralogía y Micromorfología de Suelos en la que desarrolló una importante labor pionera en esa desconocida línea, convirtiéndose en un referente a nivel nacional e internacional. En esa época establece fructíferas relaciones con los profesores Correns y Schuman del Departamento de Mineralogía Óptica del Sediment Petrographisch Institut de la Universidad de Göttingen (Alemania), con los investigadores Pérez Mateos y San Miguel de la Cámara de los Institutos de Edafología y Fisiología Vegetal y Lucas Mallada (CSIC) y especialmente significativa fue su estancia con el Prof. Kubiena, gran impulsor y considerado Padre de la Micromorfología de Suelos, en el Bundesfort-chunganstalt für Holswirtschaft de Reinbeck (Hamburgo, Alemania). En 1963 obtiene la cátedra de Geología Aplicada, que posteriormente (1973) pasa a denominarse Edafología. Finalmente en 1987 le llega la edad de la jubilación.

Durante todos estos años la labor docente e investigadora es ingente, prestando especial atención a la formación de un nutrido grupo de colaboradores, entre los cuales me cabe el honor y la satisfacción de haber pertenecido.

Según el Prof. Hoyos de Castro, el Prof. Delgado se caracterizaba por “su ilusión por el trabajo, sus deseos de formación, su clarividencia en el enfoque y resolución de los problemas científicos”. Para su compañero de la cátedra de Físicoquímica, el Prof. Thomas Gómez “una de las características más definidas de la personalidad de profesor Delgado fue la escrupulosidad de su obra científica. Precisamente es esta, la faceta de su bien hacer, la que más profunda huella ha dejado en sus discípulos y alumnos”. El Prof. García Villanova, catedrático de Bromatología, lo define como “un granadino insigne y una persona de nobleza de alma, de íntima sencillez, llena de bondad y humanidad, que supo inculcar en sus discípulos el afán por conocer la verdad científica sobre la base de una metodología rigurosa que llevase a resultados fiables y honestos”. Su discípulo el Prof. Aguilar Ruiz, catedrático de Edafología y Química Agrícola, destaca “su ilusión por el trabajo, su afán por iniciar nuevas técnicas de investigación



para que su Departamento de Edafología de Granada fuese uno de los más prestigiosos y no sólo a nivel nacional, sino especialmente internacional”.

Por mi parte decir que me acerqué al Prof. Degado simplemente buscando información sobre unas clases prácticas de Optica Mineral que no acababa de asimilar en mi segundo curso de Ciencias Geológicas. ¡Me captó!. Desperdió en mí muchísimas horas de su preciado tiempo. Me sensibilizó sobre la Edafología, me inició en la investigación. Con encomiable paciencia supo vencer mi natural rechazo a la docencia y me transmitió su amor por la enseñanza. Cuando hoy trato de enseñar a mis alumnos siempre recuerdo sus consejos: “Carlos, transmite, vive lo que estas comunicando, crea ilusión, e intenta transmitir al alumno en pocos minutos lo que te ha costado años de esfuerzo. Ahí está nuestra reto”.

En fin como dijo el Prof. García Villanova “El profesor Delgado, que pasó la vida estudiando los efectos de la luz en los cristales, ha encontrado al fin la LUZ que tanto le inquietó y preocupó”.

Gracias, Maestro.

Carlos Dorrnsoro Fernández  
Catedrático de Edafología y Química Agrícola  
Director del Departamento de Edafología y Química Agrícola  
de la Universidad de Granada

### **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 manuscrito (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 <sup>3/4</sup>

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:

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 (Ed)., Paris, 736 p.

Mc Laren, A.C. (1974): Transmission electron microscopy of the feldspars. En: *The Feldspars*.

W.S. MacKenzie and J. Zussman (Ed). Manchester University Press, 379-423.

Spry, P.G. (1978): The geochemistry of garnet-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 in sulfide 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, Dpto. de Edafología e Química Agrícola, Facultad de Biología, Campus Sur, 15782-Santiago de Compostela.

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





