



EDAFOLOGIA



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

Vol. 9 Periodicidad Cuatrimestral

Dep. Legal: C-

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
Universidad de Santiago de Compostela

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

Comité de Redacción

Gonzalo Almendros Martín. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid
María Arias Delgado. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Antonio Bello Pérez. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Rosa Calvo de Anta. Universidad de Santiago de Compostela.
Tarsy Carballas Fernández. CSIC. Santiago de Compostela.
Norma E. Cruz Calderón. Universidad Nacional Autónoma de Méjico.
Francisco Díaz-Fierros Viqueira. Universidad de Santiago
José A. Díaz López. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Carlos Dorronsoro Fernández. Universidad de Granada.
Rafael Espejo Serrano. Universidad Politécnica de Madrid.
M^a Teresa Felipó Oriol. Universidad de Barcelona.
Cármen Fernández Bermejo. Univ. Politécnica de Madrid.
José M^a 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^a Isabel Hernando Massanet. Univ. Complutense de Madrid.
Florencio Ingelmo Sánchez. Instituto Valenciano de Invest. Agrarias. Valencia.
Jaime Iñiguez Herrero. Universidad de Navarra.
Raimundo Jiménez Ballesta. Universidad Autónoma de Madrid.
Felipe Macías Vázquez. Universidad de Santiago.
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 Burman. Dept of Soil Science and Geology. Wageningen.
Pablo Vidal Torrado. Dpto. de Solos. Escola Superior Agricultura. Piracicaba. Brazil

Foto Portada: Antrosol cumúlco en un invernadero de la comarca de El Ejido (Almería, España). J.J. Ramos Miras, C. Gil de Carrasco, R. Boluda Hernández.

INDICE

	Pag.
P. BUURMAN, A.G. JONGMANS. Podzolization-an additional paradigm.....	107
J.C. NÓVOA MUÑOZ, T. TABOADA RODRÍGUEZ, E. GARCÍA-RODEJA GAYOSO. Influencia del contenido y formas de Al extraíble en los mecanismos de neutralización de ácidos de dos horizontes úmbricos	115
J.J. RAMOS MIRAS, C. GIL DE CARRASCO, R. BOLUDA HERNÁNDEZ. Estudio de las características de los antrosoles cumúlicos de los invernaderos de la comarca del poniente almeriense. Influencia de las prácticas agrícolas sobre los cambios de sus propiedades.....	129
M.M. GARCÍA RODRÍGUEZ, M.P. CARRAL GONZALEZ, A.M. ALVAREZ GONZALEZ, R. JIMÉNEZ BALLESTA. Contribución al estudio de suelos desarrollados sobre turbiditas en Menorca.....	143
R. ESPEJO, V. GOMEZ, T. TEREFE, F. PEREGRINA, C. PÉREZ. Incidencia del incremento de temperatura del suelo durante la quema de matorral sobre la textura de la capa más superficial del suelo en las "machambas" de Cabo Delgado (Mozambique). ...	153
R. ROMÁN , R. CABALLERO , A. BUSTOS. Variability of soil solution ions in fallowland fields in central Spain.....	161
I. HERNANDO, J. HERNANDO, M.T. DE LA CRUZ, M.A. CASERMEIRO, J.A. MOLINA. Minerales de arcilla en suelos sobre sedimentos miocenos en el SE de Madrid (Arroyo de La Vega).....	173
M.X. GÓMEZ REY, R. CALVO DE ANTA. Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de los suelos en Galicia (N.O de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (<i>Pinus radiata</i>). 1. Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca.....	181
M.X. GÓMEZ REY, R. CALVO DE ANTA. Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de los suelos en Galicia (N.O de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (<i>Pinus radiata</i>). 2. Salidas de elementos y balance del suelo forestal	197
COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. 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	213

PODZOLIZATION – AN ADDITIONAL PARADIGM

P. BUURMAN, A.G. JONGMANS

Laboratory of Soil Science and Geology, Wageningen University, P.O. Box 37, 6700 AA Wageningen, The Netherlands.

Abstract. Present models of podsolization emphasize the mobilization and precipitation of dissolved organic matter, together with Al(-silicates) and Fe. Such models cannot explain the dominance of pellet-like organic matter in most zonal podzols, and the discrepancy between the chemistry of percolating organic matter (DOC) and the organic matter accumulated in podzol-B horizons.

The present paper offers an explanation in which dynamics of the rooting system of the vegetation, and the decay of its litter is combined with leaching by organic acids. Such a model can explain the dominance of root-derived organic matter podzol-B horizons. It is suggested that organic matter derived from roots is dominant in zonal podzols while illuvial organic matter may dominate in (nutrient-poor of hydro-morphic) intrazonal podzols.

INTRODUCTION-CONFLICTS BETWEEN MODEL AND OBSERVATION

Current theories about the podzolisation process, i.e the mobilization of humus and sesquioxide in the topsoil of acidic soils, and their precipitation in a B horizon, are built up of three non-exclusive processes (e.g Browne, 1995; Courchesne & Hendershot, 1997):

- mobilization of unsaturated metal-organic complexes in the forest floor and the A horizon, followed by precipitation upon saturation of organic molecules through metal complexation: the *fulvate theory* (e.g McKeague *et al.*, 1978); with a variant by Browne (1997).
- Transport of sols of (proto-)imogolite allophane, precipitation of these sols in the B horizon and subsequent adsorption of mobile humus: the *proto-imogolite theory* (e.g., Anderson *et al.*, 1982).

- Two stages of profile development which occur sequentially or simultaneously: a) *in situ* formation of imogolite/allophane in the Bs horizon by a carbonic acid weathering process, and b) precipitation of fulvic acid on the Al-rich precipitates in the Bs horizon. This is known as *fulvate-bicarbonate theory* (Ugolini and Dahlgren, 1987).

A variation upon the first model suggests that transport of metals is effected by complexation to low-molecular weight organic acids. Upon breakdown of these carriers, the metals would be transferred to larger organic molecules, and thus cause their precipitation (Van Breemen and Buurman, 2002).

Recent research on Swedish podzols clearly indicated that high-molecular weight OM may precipitate on allophanic material, while LMW-OM plays a significant role in movement of sesquioxides (Riise *et al.*, 2000; Van Hees *et al.*, 2000). Farmer and Lumsdon

(2001) proved that fulvates can be precipitated by proto-imogolite in the laboratory.

In all these theories, the mobilization – transport – precipitation model dominates.

Although partial proof of all the above processes appears to exist, they do not explain all variations in podzol chemistry and

morphology. Some of the remaining problems are clear from the various parts of the definition of the spodic horizon in FAO, USDA, and WRB publications. Table 1 gives a compilation of the criteria used in these three systems.

TABLE 1. Criteria for the spodic horizon

Criterion	SSS, 1992 (USDA) "spodic materials"	FAO-Unesco, 1990 "spodic B-horizon"	WRB, 1998 "spodic horizon"
Colour	7.5YR, 5YR or redder or 10YR, dark		7.5YR or redder; or 10YR, dark
Cementation	Yes	Yes	Yes
Organic pellets		Yes	Yes
Cracked coatings	Yes		
Org C content	>0.6		>0.6%
pH-water	<5.9		<5.9
Al ₀ +0.5Fe ₀	>0.5		>0.5
ODOE	>0.25		>0.25
Additional	Movement of OM	(Fe+Al) _p /(Fe+Al) _d >0.5; (Fe+Al) _p /clay>0.2 d*(CEC8.2-0.5*clay)>65	

These criteria address the quality and accumulation of organic matter and sesquioxides. Two criteria of Table 1 indicate that horizons with essentially different properties are grouped together. First, the organic matter can occur either as cracked coatings (and eventually strongly cement a horizon), or as silt- and sand-size pellets. Second, the colour can either reddish, or black, while transitions do not seem to exist. From the literature it is clear that zonal podzols tend to have strongly coloured B-horizons, with a dominance of iron in the B-horizons, while intrazonal podzols have very dark B-horizons, in which organic matter plays a dominant role. The question arises whether the same process can lead to such different morphological characteristics. Macro- and micromorphology suggest that the phenomena are separate in space:

Macromorphological characteristics

Zonal podzols appear to have more accumulation of sesquioxides, and less of organic matter in the B-horizon than intrazonal podzols (on poor parent materials). As a consequence, zonal podzols have more intense colours. Statistical analysis of podzols in the US indicates dominant B-horizon colours of 7.5YR 4/4 and redder (Base and Brasher, 1990). Such colours are also found in other zonal podzols, e.g. by Monaci *et al.* (1990) in the Italian Alps. By contrast, intrazonal podzols from Western Europe have dominant dark grey or black colours in the top of horizon (e.g. Righi and DeConinck, 1974; Mokma and Buurman, 1980). The darker colours coincide with higher C contents.

Hydromorphic sandy podzols that are devoid of iron frequently have black upper B-horizons (the periodically aerated part) over

dark brown unaerated lower B-horizons (Mokma and Buurman, 1980).

Micromorphological characteristics

In micromorphology, two main humus types are distinguished in podzols: polymorphic organic matter (pellets), and monomorphic organic matter (coatings, organans). Organic matter in well-drained zonal podzols is generally polymorphic. The same is found in the B-horizons of well-drained intrazonal podzols (DeConinck *et al.*, 1974; DeConinck, 1980). Actually, many podzol-B horizons contain polymorphic rather than monomorphic organic matter. Polymorphic organic matter can frequently be linked directly to decaying roots. In hydromorphic podzols, monomorphic coatings tend to dominate, especially in cemented horizons (e.g., Thompson *et al.*, 1996).

Micromorphological evidence indicates that pellets may transform into monomorphic-like coatings through a process of “welding”, but the transformation of monomorphic coatings to pellets has not been described so far. This indicates that organic matter pellets are formed by decay of plant litter in the soil, but not by biogenic reworking of monomorphic coatings. Therefore, the presence of pellets as the dominant form of organic matter in the podzol-B horizon does not conform to the current transport theories of podsolization.

Chemical characteristics

Very few authors have combined studies on morphology and chemistry of podzol-B humus. Our own studies show that monomorphic organic matter in hydromorphic and well-drained podzols is chemically very different from polymorphic OM in the same soils (Buurman *et al.*, 2002). Nierop (1998), and Nierop and Buurman (1998, 1999) found that in incipient podzols, the organic matter in the B-horizon is predominantly derived from roots and bears no chemical resemblance

to dissolved organic matter in the same profiles. Buurman *et al.* (2002) found that polymorphic organic matter chemically resembles roots, while monomorphic OM resembles DOC.

These properties cannot be accounted for by the transport and accumulation model of podsolization. It appears that the influence of root growth and decomposition has been largely neglected.

Organic matter dynamics

The difference between zonal and intrazonal podzols is also found in carbon dynamics. Organic matter in B-horizons of zonal podzols has a much faster turnover than that in intrazonal podzols. Mean residence times of B-horizon humus are relatively short on rich parent materials (400-500 years; Guillet, 1987; Tam and Holmen, 1967); and much longer in intrazonal podzols on poor sands (2000-3000 years; DeConinck, 1980; Buurman, unpublished data). At equal organic matter inputs, longer mean residence times imply a stronger accumulation of organic matter. Similarly, very short mean residence times, as can be expected in soils rich in nutrients, will lead to low accumulation of organic matter.

Deepening of the E horizon: breakdown or dissolution

In podzols, the E horizon deepens with time, at least during the first millennia. Current theories suggest that this deepening is due to redissolution of organic matter-metal complexes at the top of the B horizon, and reprecipitation at greater depths. Our research on podzols with deepening of the E horizon caused by improved drainage, indicates that *decomposition* of organic matter at the top of the B horizon, rather than redissolution, may be the main cause of the downward movement of the E-B boundary. Removal of metals from the top of the B may precede this decomposition (Buurman *et al.*, 2002).

TWO TYPES OF PODZOLISATION

The facts outlined above indicate the occurrence of podzols with essentially different processes of organic matter accumulation and dynamics. Although the results of these different processes are all included in the definition of the podzol-B (or spodic) horizon, we are forced to accept the existence of two different mechanisms that lead to this group of morphologies.

The first mechanism is the mobilization, transport, and precipitation of illuvial organic matter. This fits the classical theory of movement and accumulation of organic matter during the podzolisation process. The mobilization, the transport, and the precipitation part of this process are abundantly proven. Morphologically, the process leads to monomorphic illuviation cutans. Chemically, the illuviated humus should be fairly close to DOC.

The second type of podzols dominated by organic pellets. These are witness of biological activity rather than illuviation. The organic chemistry of the pellets indicates that they are dominated by root-derived material. This second type of podzols cannot be explained by the current theories. Below, we offer an explanation.

THE NEW PARADIGM

If we integrate the effect of root growth and root litter production with the current theories of mobilization, transport, and precipitation, we can account for the existence of podzols with an eluvial horizon and considerable accumulation of sesquioxides without accumulation of organic matter, and without organic coatings.

Accumulation of root-like organic matter in well drained B-horizons and deepening of the E horizon.

If organic matter in the B-horizon is largely derived from roots, it is clear that orga-

nic matter transport and precipitation plays a relatively small role. But also in such podzols, an E horizon develops, which becomes more prominent and deeper with time. If the organic matter in the B-horizon remains predominantly root-derived, this means that, with time, also the rooting zone must shift to greater depth. The formation of an E horizon implies that organic matter that had formerly accumulated in a B-horizon must disappear.

The main reason for plants to shift their largest abundance of roots to greater depth, is the occurrence of nutrients. In soils under boreal climates, and on relatively rich parent materials, considerable amounts of low-molecular-weight acids and "fulvic acids" are produced in the litter layer, but they are broken down relatively rapidly. Given sufficient percolation, such acids cause mineral weathering in the topsoil, and gradual depletion of nutrients in the upper horizons (e.g. Melkerud *et al.*, 2000). The organic acids transport Fe and Al downward, but their breakdown causes precipitation of the transported ions, either as hydroxides, or with silica, as allophane-like substances. Downward transport of organic matter is not strong enough to cause considerable accumulation in a B-horizon, because most of the DOC is broken down. The main source of organic matter in the subsurface horizons is root litter.

If the upper layers are depleted of nutrients (e.g. of such essential elements as Fe and P, which are accumulated in B-horizons), rooting will necessarily shift to deeper parts of the profile. If roots abandon the upper horizon, organic matter from these roots is respired by microorganisms: the horizon loses its organic matter, and E-horizon develops. With time, the top of the profile will become more acidic, which slows down the breakdown of the migrating organic components. The litter continues to produce organic acids, but these are respired at greater depth in the profile, causing remobilization and deeper transport of previously precipita-

ted secondary Fe and Al (silicate). The removal of metals, especially of Al, speeds up the decay (respiration) of (root-derived) organic matter at the top of B-horizon, so that the top of this horizon is constantly breaking down. This is a continuing process. Roots follow the nutrient front, so that they concentrate progressively deeper in the profile. In this case, B-horizon organic matter will be mainly root-derived, and illuvial organic matter will play a minor role.

If organic matter dynamics is relatively fast, accumulation of sesquioxides from overlying layers can be considerable, while organic matter accumulation is much less. This is the typical picture of zonal podzols. In absence of hydromorphic iron accumulation, only the combination of rapid organic matter dynamics and a long time of development can explain the existence of so-called Ferric Podzols or Ferrods, which have a Fe/C ratio of 6 or higher. In very nutrient-poor environments, and in systems without mesofauna activity (hydromorphic podzols), the dominance of root-derived organic matter shifts to illuvial organic matter, and turnover times are considerably longer.

CONCLUSION

Although metals (Fe, Al) in podzols are mobilized by dissolved organic components, the accumulation of metals and organic matter in B-horizons is not necessarily due to saturation of organic complexes and co-precipitation. Metals may precipitate by microbial decay of the organic carrier and be remobilized later by supply of fresh DOC. The relative abundance of root-derived and DOC-derived organic matter accumulation in the B-horizon depends on organic matter dynamics in the soil. In relatively rich soils, DOC is broken down fast by microbial activity, and it shows little accumulation in the B-horizon. In such soils, B-horizons are dominated by accumulation of iron and aluminum com-

pounds, and by root-derived organic matter in pellet form (polymorphic organic matter). In poorer or hydromorphic soils, where breakdown of DOC is inhibited by acidity or lack of oxygen, considerable amounts of DOC may accumulate and are found in the form of monomorphic organic coatings. All transitions between the two dominant forms should exist, and single profiles might show dominance of root-derived OM in upper B-horizons and that of DOC-derived OM in the lower B-horizons. The formation of the E-horizon is mainly due to removal of metals by DOC and subsequent microbial decay of previously accumulated organic matter that has lost the protection of complexed metals.

REFERENCES

- Anderson, H.A., Berrow, M.L., Farmer, V.C., Hepburn, A., Russell, J.D. and Walker, D.A. (1982). A reassessment of podzol formation processes. *J. Soil Sci.* 33:125-136.
- Base, S.R., and Brasher, B.R. (1990). Properties of United States Spodosols. In: J.M. Kimble and R.D. Yeck (Eds.). *Proceedings of the 5th International Soil Correlation Meeting (ISCOM) Characterization, classification, and utilization of Spodosols* (1987), pp. 19-28. Soil Conservation Service, USDA.
- Browne, B.A. (1995). Toward a new theory of podzolization. In: *Carbon forms and functions in forest soils*, pp. 253-273. Soil Science Society of America, Madison USA.
- Buurman, P. *Podzols*. Van Nostrand Reinhold Soil Science Series 450 pp.
- Buurman, P., Duran, B., Jongmans, A.G., van Bergen, P.F., and Van Laggen, B. (2002). Changes in soil organic matter in podzols with lowered groundwater – pyrolysis-GC/MS and micromorphology. 17th World Congress of Soil

- Science, Bangkok. Transactions paper 286, 1-10.
- DeConinck, F. (1980). Major mechanisms in formation of spodic horizons. *Geoderma* 24:101-128
- DeConinck, F., Righi, D., Maucorpsand, J., and Robin, A.M. (1974). Origin and micromorphological nomenclature of organic matter in sandy Spodosols. In: G.K. Rutherford (Ed.). *Soil Microscopy*, pp. 263-280. Limestone Press, Kingston, Ontario, 875 pp.
- Courchesne, F., and Hendershot, W.H. (1997). La g n se des podzols. *G ographie physique et Quaternaire* 51:177-188.
- FAO (1994). FAO-Unesco Soil map of the world – revised legend. FAO, Rome.
- Farmer, V.C., and Lumsdon, D.G. (2001). Interactions of fulvic acid with aluminium and a proto-imogolite sol: the contribution of E-horizon eluates to podzolization. *European J. Soil Sci.* 52:177-188.
- Guillet, B. (1987). L' ge des podzols. In: D.Righi and A. Chauvel (Eds) *Podzols et podzolisation*. Comptes Rendus de la Table Ronde Internationale; 131-144, Institut National de la Recherche Agronomique, France.
- McKeague, J.A., Ross, G.J., and Gamble, D.S. (1978). Properties, criteria of classification and genesis of Podzolic Soils in Canada. In: W.C. Mahaney (Ed.), *Quaternary Soils*, 27-60 Geo Abstracts, Norwich.
- Melkerud, P.A., Bain, D.C., Jongmans, A.G., and Tarveinen, T. (2000). Chemical, mineralogical and morphological characterization of three podzols developed on glacial deposits in Northern Europe. *Geoderma* 94:125-148.
- Mokma, D.L., and Buurman, P. (1980). *Podzols and Podzolization in temperate regions*. ISM Monograph 1, 126 pp. International Soil Museum, Wageningen, The Netherlands.
- Monaci, F., Raspi, M.A., and Wolf, U. (1990). Chemical criteria for identifying spodic horizons: a comparison between them for some Italian alpine soils. In: J.M. Kimble and R.D. Yeck (Eds.). *Proceedings of the 5th International Soil Correlation Meeting (ISCOM) Characterization, classification, and utilization of Spodosols* (1987), pp. 228-237. Soil Conservation Service, USDA.
- Nierop, K.G.J., and Buurman, P. (1998). Composition of soil organic matter and its water-soluble fraction under young vegetation on drift sand, central Netherlands. *European J. Soil Sci.* 49:605-615.
- Nierop, K.G.J., and Buurman, P. (1999). Water-soluble organic matter in incipient podzols: accumulation in B-horizons or in fibers? *European J. Soil Sci.* 50:701-711
- Righi, D., and DeConinck, F. (1974). Micromorphological aspects of Humods and Haplaquods of the "Landes du Medoc", France. In: G.K. Rutherford (ed.). *Soil Microscopy*, pp.567-588. Limestone Press, Kingston, Ontario, 975 pp.
- Riise, G., Van Hees, P., Lundstr m, U.S., and Strand, L.T. (2000). Mobility of different size fractions of organic carbon, Al, Fe, Mn and Si in podzols. *Geoderma* 94: 237-247.
- Soil Survey Staff (1998). Keys to Soil Taxonomy. US Dept. Agriculture.
- Tamm, C.O., and Holmen, H. (1967). Some remarks on soil organic matter turnover in Swedish podzol profiles. *Meddr. Norske SkogforsVes.* 23:67-88.
- Ugolini, F.C., and Dahlgren, R.A. (1987). The mechanism of podzolization as revealed through soil solution studies. In: D. Righi and A. Chauvel (Eds.) *Podzols et podzolisation*. *Comptes Rendus de la Table Ronde Internationale: 195-203*.

- Institut National de la Recherche Agronomique France.
- Van Bremen, N., and Buurman, P. (1998). *Soil Formation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, 380 pp.
- Van Hees, P.A.W., Lundström, U.S., and Giesler, R. (2000). Low molecular weight organic acids and their Al-complexes in soil solution – composition, distribution and seasonal variation in the three podzolized soils. *Geoderma* 94:173-200
- WRB, 1998. World Reference Base for soil resources. World Soil Resources Reports 84, 88 pp International Soil Reference and Information Center, Wageningen, The Netherlands.

INFLUENCIA DEL CONTENIDO Y FORMAS DE Al EXTRAÍBLE EN LOS MECANISMOS DE NEUTRALIZACIÓN DE ÁCIDOS DE DOS HORIZONTES ÚMBRICOS

J.C. NÓVOA MUÑOZ, T. TABOADA RODRÍGUEZ, E. GARCÍA-RODEJA GAYOSO

Dpto. Edafología e Química Agrícola. Fac. Biología. Universidade de Santiago. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n. Campus Sur. 15782 Santiago de Compostela. edjuanca@usc.es

Abstract. Acid buffering mechanisms of two umbric horizons, representative of aluminic soils and from soils with andic properties, have been studied using an experimental acidification (batch type) in an acid range from 0 to 30 $\text{cmolH}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ of soil. Depending on the intensity of proton load, cation exchange and dissolution of Al compounds are the dominant acid buffering mechanisms in both soils. Reduction in “reactive” Al content after soil acidification responded to 84-100% of Al released. Aluminium-organic matter complexes (in aluminic soil) and inorganic amorphous Al (in the soil with andic properties) are likely the sources of this Al. Soil organic matter seems to control Al solubility in both horizons, although the results not discard the role of mineral phases as $\text{Al}(\text{OH})_3$ and 1:1 phyllosilicates.

Key words: soil acidification, aluminic soils, andic properties, acid buffering mechanisms, “reactive” Al, Al-organic matter complexes, Al solubility.

Resumen. Se han estudiado los mecanismos de neutralización de ácidos en dos horizontes úmbricos, representativos de suelos aluminicos y de suelos con propiedades ándicas, empleando una acidificación experimental tipo ‘batch’ con un rango de aporte de ácido de 0-30 $\text{cmolH}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ de suelo. Dependiendo de la intensidad del aporte de ácido, el intercambio catiónico y la disolución de compuestos de Al son los mecanismos de neutralización de ácidos dominantes en ambos suelos. La reducción en el contenido de Al “reactivo” observada tras la acidificación de estos suelos justifica del 84-100% del aluminio liberado. Los complejos Al-materia orgánica (en el suelo aluminico) y el Al inorgánico amorfo (en el suelo con propiedades ándicas) aparecen como las fuentes más probables de este Al. La materia orgánica del suelo parece controlar la solubilidad del Al en ambos horizontes, aunque los resultados no descartan la participación de fases minerales como $\text{Al}(\text{OH})_3$ y filosilicatos 1:1.

Palabras clave: acidificación de suelos, suelos aluminicos, propiedades ándicas, mecanismos de neutralización de ácidos, Al “reactivo”, complejos Al-materia orgánica, solubilidad del Al.

INTRODUCCIÓN

La continua exposición de los suelos a la deposición de contaminantes atmosféricos de carácter ácido (NO_x , SO_2 , ...) provoca finalmente su acidificación (Van Breemen *et al.*, 1984). Los principales efectos que se han

documentado como consecuencia de la acidificación de los suelos son un descenso del pH, de la saturación de bases y un aumento en la movilización de Al y de metales pesados (Federer y Hornbeck, 1985).

Sin embargo, los suelos contrarrestan estas consecuencias mediante una serie de

reacciones químicas entre la fase sólida del suelo y la carga ácida, la cual es finalmente consumida total o parcialmente (Kaupenjohann, 1989). Estas reacciones constituyen los mecanismos de neutralización de ácidos de los suelos cuyo estudio, a través de la liberación de cationes y Si, es un aspecto clave en el conocimiento de las respuestas de los suelos frente a la deposición ácida (Starr *et al.*, 1996).

Los experimentos de acidificación de suelos en laboratorio (tipo batch, en columna, ...) constituyen una metodología versátil y sencilla que facilita la identificación e interpretación de los mecanismos de neutralización de ácidos bajo condiciones controladas. Además, a partir de este tipo de estudio puede calcularse la capacidad de neutralización de ácidos (CNA, Van Breemen *et al.*, 1983) que resulta de la actividad combinada de los diferentes mecanismos de neutralización.

Estas metodologías experimentales han sido utilizadas para reconocer cuáles son los mecanismos de neutralización de ácidos dominantes en los suelos forestales de Galicia, llegando a la conclusión de que el intercambio catiónico, la disolución de compuestos de Al y la alteración mineral son los procesos que responden del consumo de gran parte del aporte ácido que llega a los suelos (Merino *et al.*, 2000; Nóvoa-Muñoz, 2002). Además, también ha de reseñarse la contribución de la retención de SO_4^{2-} al consumo de protones (Merino *et al.*, 1994; Merino y García-Rodeja, 1996; Camps-Arbestain *et al.*, 1999).

En Galicia, la utilización de lignito como combustible en dos centrales termoeléctricas lleva consigo la emisión a la atmósfera de compuestos ácidos que, tras su deposición en los suelos del entorno, son susceptibles de acelerar la acidificación de los mismos. La litología presente en el área de influencia de estas centrales térmicas es muy variada (anfíbolitas, esquistos biotíticos, granitos, neises, pizarras, filitas, etc.). No obstante, los proce-

dos edafo-geoquímicos permiten diferenciar en esta zona dos grandes tipos de suelos cuyas principales propiedades van estar relacionadas con la existencia de formas activas de Al: los suelos con características ándicas y los suelos alumínicos, (García-Rodeja y Macías, 1984). Mientras que la formación de suelos con propiedades ándicas se ve favorecida por la presencia de materiales fácilmente alterables (anfíbolitas, esquistos biotíticos) y de materia orgánica que facilita una rápida estabilización de los componentes no cristalinos; los suelos alumínicos son más comunes cuando el material de partida es muy pobre en minerales alterables (granitos, pizarras, neis) y presentan un importante contenido de Al intercambiable.

El propósito de este trabajo es investigar los mecanismos de neutralización de ácidos de dos horizontes A úmbricos representativos de cada uno de los tipos de suelos a los que previamente se ha hecho referencia. El interés en el comportamiento de los horizontes A úmbricos radica en que se trata de los horizontes superficiales más ampliamente distribuidos en la zona de influencia de la actividad de estas centrales térmicas, constituyendo además la primera barrera que ofrece el *solum* frente al impacto ácido. De esta forma se pretende valorar como los diferentes procesos de edafogénesis van a influir en las reacciones de neutralización de estos suelos y sobre las implicaciones de éstos a nivel medio ambiental.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los Suelos

Se han seleccionado dos suelos representativos de los suelos alumínicos y de los suelos con características ándicas que se disponen en las proximidades de los principales focos de emisión de contaminantes ácidos de Galicia. Según la WRB (1998) se trata de un Umbrisol Ferral-Húmico derivado de anfíbolitas y un Umbrisol Háplico originado a par-

tir de un granito de dos micas. La precipitación media en el área donde se han recogido los suelos varía entre 1100 y 1900 mm año⁻¹ y la temperatura media anual es de aproximadamente 12°C. La vegetación dominante en ambas localizaciones está integrada por una repoblación de *Pinus pinaster* (Aiton) y matorral (géneros *Erica* y *Ulex*).

Se ha tomado muestra del horizonte superficial del suelo desarrollado a partir de anfibolita (P11-A) cuyo espesor, 25 cm., es el único criterio que siguiendo la WRB (1998) impide su catalogación como horizonte ándico. La muestra recogida del suelo derivado de granito (P15-A) corresponde a los 10 cm superficiales del horizonte A, úmbrico, que tiene una potencia de 35 cm.

Análisis de Suelos

Las muestras de suelo recogidas se han secado al aire y tamizado con una malla de 2 mm de tamaño de luz. En la fracción tierra fina se han realizado diferentes determinaciones analíticas con objeto de caracterizar su fase sólida. El pH se ha medido en agua (pHw) (Gutián y Carballas, 1976) y en KCl 0.1 M (pHK) (Urrutia *et al.*, 1989). Los cationes básicos (K, Na, Ca y Mg) y Al intercambiables se estiman mediante equilibrado con NH₄Cl 1M (Peech *et al.*, 1947) y KCl 1M (Lin y Coleman, 1970) respectivamente. La suma de cationes básicos y Al ha sido utilizada para estimar la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE). El contenido en C de los suelos fue determinado mediante combustión de muestra molida en un autoanalizador CHN LECO 1000. La medición del pH en NaF 1M (pHF) se llevó a cabo tras dos minutos de contacto entre el suelo y la disolución (Fieldes y Perrot, 1966).

La distribución de las formas de Al, Fe y Si en los horizontes estudiados fue llevada a cabo mediante la utilización de diferentes extractantes: LaCl₃ (Al_{La}; Hargrove y Thomas, 1981), CuCl₂ (Al_{Cu}; Juo y Kamprath, 1979), pirofosfato Na (Al_p, Fep;

Bascomb, 1968), oxalato amónico (Al_o, Fe_o, Si_o; Blakemore, 1978), ditionito-citrato Na (Fe_d; Holmgren, 1967) y NaOH (Al_n, Si_n; Borggaard, 1985). A pesar de la falta de especificidad del pirofosfato sódico como extractante de Al asociado a la materia orgánica (Kononova y Belchikova, 1970), éste junto con KCl, LaCl₃ y CuCl₂ han permitido estimar el Al asociado a la MOS en forma de complejos de diferente estabilidad (Urrutia *et al.*, 1995). El oxalato amónico se considera que actúa sobre el suelo extrayendo Fe y Al asociados a la materia y también formas inorgánicas amorfas o de baja cristalinidad. Los valores de Si_o pueden aportar información sobre la disolución de minerales de tipo alofana o imogolita, aunque también puede ser indicativo de la disolución de sílice opalina. El Al asociado a la materia orgánica y el inorgánico amorfo (Al extraído con oxalato amónico) constituyen lo que hemos denominado Al "reactivo", cuya capacidad de respuesta ante los procesos de acidificación es cinéticamente mucho más rápida que el Al integrado en las estructuras de los minerales cristalinos.

El uso de ditionito-citrato sódico permite estimar la cantidad de Fe libre total, en el que se incluyen los productos de la solubilización de óxidos y oxihidróxidos de Fe bien cristalizados, las formas de Fe de baja cristalinidad y también las formas asociadas a la materia orgánica. Finalmente, el empleo de NaOH permitirá cuantificar de forma aproximada el Al libre total que presentan estos suelos puesto que se conoce su capacidad de disolver gibbsita y filosilicatos 1:1 de baja cristalinidad (Darke y Walbridge, 1994; García-Rodeja *et al.*, en prensa).

El estudio de la composición mineralógica de las fracciones limo y arcilla de los horizontes estudiados se ha realizado mediante técnicas de difracción de rayos X (DRX). Los difractogramas de la muestra total de ambas fracciones y de los agregados orientados de la fracción arcilla, saturados en Mg y en K y sometidos a diferentes temperaturas (Gutián

y Carballas, 1976), se obtuvieron a partir de la utilización de un equipo Phillips PW 1279 (radiación de $\text{Cu}\alpha$, monocromador de grafito, 40kV y 30 mA).

Proceso de Acidificación Experimental

La acidificación experimental de los suelos sigue una metodología tipo "batch" modificada de Hartikainen (1985), en la que a muestras de suelo se le adicionan distintas disoluciones de HCl en una relación suelo:disolución 5:50. El aporte de ácido cubre un rango de 0 hasta 30 $\text{cmolH}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ de suelo y un intervalo de pH de 5.60-1.52. A las disoluciones de HCl se ha añadido NaCl como electrolito de fondo con objeto de mantener la fuerza iónica constante (0.010M). Las suspensiones se agitan durante una hora, permanecen en equilibrio durante 96 horas y posteriormente se procede a la medición del pH en el sobrenadante. A continuación las suspensiones se centrifugan (15 minutos, 3000 rpm) y en los extractos se determina, previo filtrado por 0.45 μm , el contenido de K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn mediante espectrofotometría de absorción (o emisión) atómica de llama y el contenido en Si mediante colorimetría (Corey y Jackson, 1953). Todo el experimento se llevó a cabo por triplicado.

La actividad de Al^{3+} se ha estimado utilizando el programa SOLMINEQ-88 (Kharaka *et al.*, 1989). Las variables de entrada del programa han sido temperatura (25°C), pH y la concentración de K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn y Si (medidas en los extractos acidificados), sodio y cloruro (según concentración en las disolu-

ciones de adición) y sulfato y fluoruro (medidos en extractos suelo:disolución 1:10)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los suelos

Se trata de dos horizontes con un elevado contenido en materia orgánica (superior al 13%) y un pH, medido en disolución salina, ácido o muy ácido (Tabla 1). Ambos horizontes presentan una baja CICe (<4.1 $\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ suelo) y la suma de bases del suelo de anfibolita duplica al de granito, posiblemente debido a una mayor contribución de los minerales alterables o a un antiguo uso agrícola.

A pesar de que el valor de Al_p es idéntico en ambos horizontes y en ellos predominan los complejos Al-materia orgánica de estabilidad media ($\text{Al}_{\text{Cu}}-\text{Al}_{\text{La}}$, entre el 47% y el 56% de Al_p), la principal diferencia se centra en la relación Al_p/Al_o (Tabla 1). El valor de esta relación para el suelo derivado de granito (P15-A) es 0.78 y de sólo 0.44 para P11-A. Mientras que para el primero esto indica que el Al está fundamentalmente asociado a la MOS, en el segundo sugiere una mayor abundancia en formas inorgánicas amorfas de Al. Esto último parece confirmarse por el elevado valor de pH en NaF 2' (10.8). Teniendo en cuenta el Fe_o , este horizonte (P11-A) presenta propiedades ándicas de acuerdo con la leyenda revisada FAO (1990), aunque según la WRB (1998) no puede ser catalogado como horizonte ándico por un espesor insuficiente.

Tabla 1.- Valores de las principales características químicas de los suelos seleccionados.

Hor.	pHw	pHK	pHF	C	C_p	SB	CICe	Al_K	Al_{La}	Al_{Cu}	Al_p	Al_o	Al_n	Fe_p	Fe_o	Fe_d	Si_o	Si_n
				---	%					cmol _c .kg ⁻¹				% -----				
P11-A	5.3	4.5	10.8	7.7	2.1	2.0	3.0	0.9	3.8	40	0.7	1.6	1.6	0.4	0.9	2.9	0.29	0.30
P15-A	4.6	3.9	9.2	11.2	4.2	0.9	4.1	3.0	8.3	52	0.7	0.9	1.5	0.7	0.7	0.9	0.03	0.17

En cuanto al Fe, la relación Fe_p/Fe_o muestra que en el horizonte del suelo aluminico (P15-A) la práctica totalidad del Fe amorfo está asociado a la MOS y que éste constituye la mayor parte del Fe libre total (Fe_d). Por el contrario en el horizonte úmbrico del suelo con propiedades ándicas (P11-A), la mayor parte del Fe es cristalino tal y como se refleja el bajo valor (0.3) de la relación Fe_o/Fe_d .

Consumo de protones

Los mecanismos de neutralización de ácidos de estos suelos consumen un elevado porcentaje de los protones añadidos experimentalmente (Fig. 1a), manteniéndose en el horizonte P11-A prácticamente constante en un valor del 98%, y disminuyendo hasta el

93% durante las etapas finales de la acidificación de P15-A. Valores de consumo de protones superiores al 90% han sido documentados en experimentos de acidificación similares (Mantylahti y Niskanen, 1986).

Los elevados porcentajes de consumo de protones se ven contrarrestados por una liberación casi equivalente de cationes (Fig. 1b), mostrando ambos parámetros un elevado coeficiente de correlación ($r^2=0.997$) e implicando una intensa actividad de los mecanismos de neutralización de ácidos. La desviación apreciada de la relación 1:1 (6-18%) está probablemente asociada a errores en el cálculo de la cantidad de protones añadida y a la sobreestimación de la carga del Al liberado, hecho señalado por Van Grisven *et al.* (1992) y por Allan y Roulet (1994).

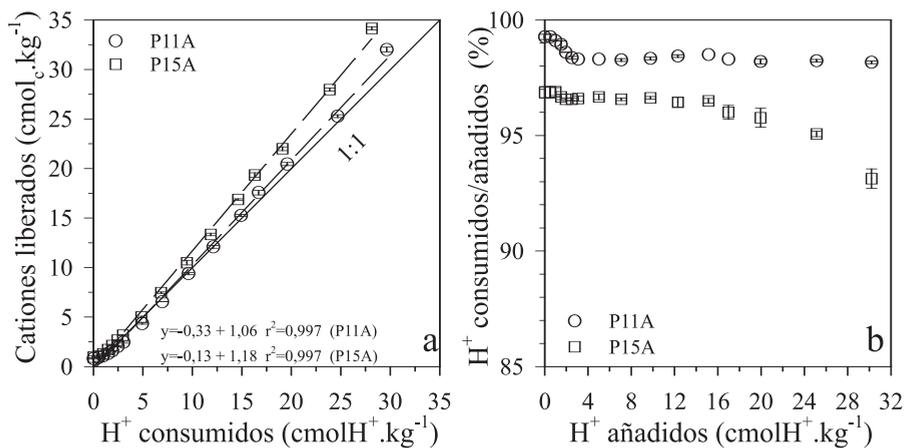


Fig. 1.- Relación entre protones consumidos y cationes liberados. La línea continua indica la relación 1:1 y las líneas discontinuas las regresiones para los horizontes estudiados (a). Variación del porcentaje de protones consumidos frente a protones añadidos (b).

La liberación de cationes

La acidificación experimental de los horizontes úmbricos del suelo aluminico y del suelo con propiedades ándicas revela que la liberación de Al manifiesta un incremento lineal con el aporte de ácido situándose, a excepción de las etapas iniciales de la acidifi-

cación ($<3 \text{ cmolH}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ de suelo), en las proximidades de la relación 1:1 (Fig. 2a). Esto sugiere que la mayor parte de la carga ácida es consumida en ambos horizontes mediante la liberación de Al.

La liberación de cationes básicos ($K+Ca+Mg$) muestra dos etapas claramente

diferenciadas (Fig. 2b). En la primera se observa una importante liberación de cationes básicos como consecuencia de su desplazamiento del complejo de intercambio y que equivale al 96 % de los cationes básicos intercambiables que presentan ambos horizontes. En la segunda etapa, la liberación de los cationes básicos tiende a ser constante a pesar del continuo incremento de la carga ácida. Este resultado parece excluir la participación de procesos cinéticamente más lentos (la alteración mineral) como fuente de cationes básicos en este tipo de experimentos de acidificación tipo batch a corto plazo, tal y como han propuesto Hodson *et al.* (1998a).

La cantidad de cationes básicos liberados durante la acidificación de ambos suelos es inferior a 2 $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ de suelo, semejante a la que obtienen Urrutia *et al.* (1991) y Merino

et al. (1994) en experimentos similares realizados con suelos forestales de Galicia. Los cationes básicos liberados siguen la secuencia $\text{Ca} \geq \text{Mg} > \text{K}$, coincidiendo con su abundancia en el complejo de intercambio catiónico de ambos suelos.

Estos resultados sugieren que las reacciones de intercambio catiónico son un importante mecanismo de neutralización de ácidos tanto en suelos aluminicos como en suelos con propiedades ándicas. Aunque en este trabajo el papel del intercambio catiónico en el consumo de ácido se limita a la adición de pequeñas dosis de protones ($<3 \text{ cmolH}^+.\text{kg}^{-1}$ de suelo), en numerosos estudios su actividad se ha evidenciado como muy relevante en el contexto de la neutralización de ácidos.

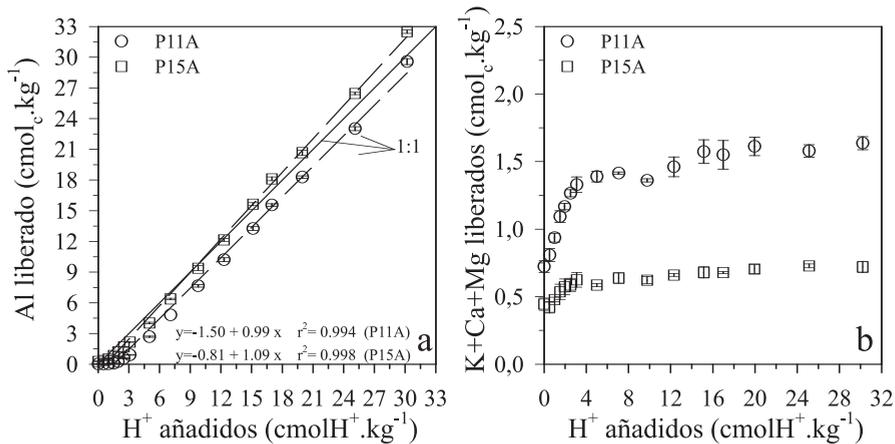


Fig. 2.- Liberación de Al (a) y de cationes básicos (b) en dos horizontes A úmbricos acidificados experimentalmente. Los símbolos representan el valor medio y la desviación estándar. La línea continua indica la relación 1:1 y las líneas discontinuas las regresiones.

Efectos de la acidificación en las fracciones de Al de la fase sólida

A partir de los datos expuestos en la Tabla 1 y en la Fig 2a puede observarse que el Al liberado por ambos horizontes excede ampliamente su equivalente extraído con KCl. De esto se deduce que la disolución de

compuestos de Al se convierte en el principal mecanismo de neutralización de ácidos en estos horizontes y su actividad puede apreciarse por el significativo cambio de pendiente que manifiestan las curvas de titulación ácida (Fig. 3).

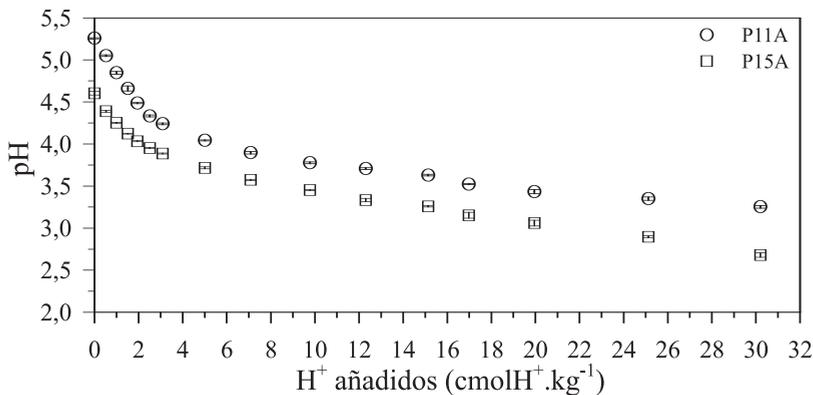


Fig. 3.- Curvas de titulación ácida de los horizontes A úmbricos estudiados. Los símbolos representan el valor medio y la desviación estándar.

Resultados de estudios previos de acidificación de suelos de Galicia (Nóvoa-Muñoz y García-Rodeja, 1997; Merino *et al.*, 1998) coinciden en que las fracciones de Al “reactivo” del suelo contribuyen significativamente a la liberación de Al.

Con objeto de evaluar las posibles fuentes del Al liberado, disoluciones de KCl, LaCl₃, CuCl₂ y oxalato amónico (ver material y métodos) fueron empleadas para estimar las fracciones residuales de Al de la fase sólida de los horizontes previamente acidificados.

La pérdida de Al “reactivo” en ambos horizontes (Fig. 4) se ajusta razonablemente bien a la cantidad total de Al movilizado durante la acidificación. Al contrario de lo manifestado por otros autores (Allan y Roulet, 1994), estos resultados sugieren una escasa contribución de la alteración de los minerales cristalinos a la movilización de Al en experimentos de acidificación a corto plazo (96 horas de equilibrado).

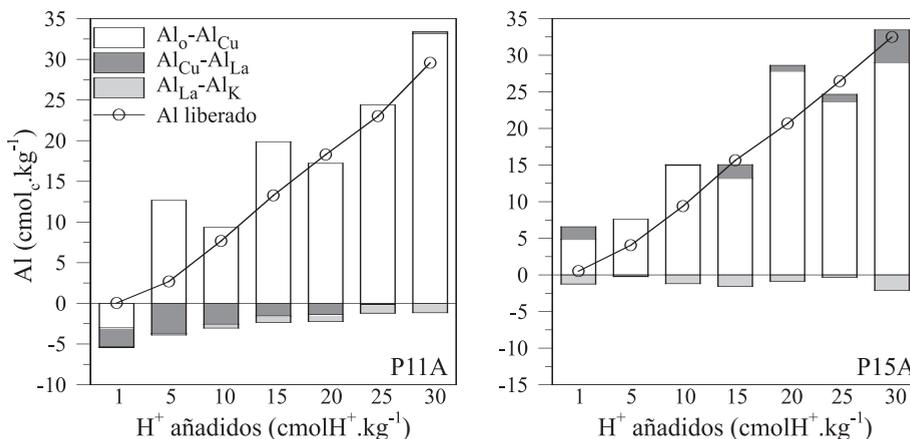


Fig. 4.- Comparación entre el Al liberado y las modificaciones de las fracciones de Al de la fase sólida del suelo tras la acidificación experimental de dos horizontes A úmbricos.

La disminución de la fracción Al_o-Al_{Cu} en ambos horizontes justifica el 84-100% del Al disuelto; mientras que en P15-A la reducción en la fracción $Al_{Cu}-Al_{La}$ podría explicar el 4-14% del Al medido en disolución. Estos resultados apuntan a la disolución de Al inorgánico amorfo y de los complejos Al-materia orgánica de mayor estabilidad como los que más contribuyen al Al liberado. Nuestros resultados coinciden con los expuestos por Merino *et al.* (1998) para suelos forestales de Galicia y también con los obtenidos recientemente por Van der Salm *et al.* (2000) en el estudio de suelos podsólicos de Holanda.

Lazerte y Findeis (1995) sostienen la hipótesis de que si la relación $(Al_o-Al_p)/Al_p$ es superior al intervalo 0.34-0.70, el Al liberado procede predominantemente de la disolución de una fase inorgánica amorfa. Teniendo en cuenta la propuesta de estos autores, la reducción de la fracción Al_o-Al_{Cu} en P11-A estaría asociada a la liberación de Al inorgánico amorfo. La creciente liberación de Si con el aporte de ácido que manifiesta este horizonte con características ándicas (Fig. 5) podría originarse a partir de la alteración de filosilicatos 1:1 (caolinita o halloysita) y de la disolución de compuestos de tipo alofana, y de esta forma contribuir a explicar un posible origen predominantemente inorgánico para ese Al. No obstante, la relación $(Al_o-Al_p)/Si_o$ en este horizonte (3.1) es ligeramente superior al valor teórico de 2 que sería indicativo de la existencia de aluminosilicatos de tipo alofana o imogolita (Parfitt y Henmi, 1982). Por otro lado, en las fracciones limo y arcilla de este horizonte (P11-A) no se ha detectado la presencia de filosilicatos 1:1 cristalinos. En este contexto, el resultado observado en el horizonte úmbrico con propiedades ándicas es contrario a los obtenidos por Jersak y McColl (1989), para quienes el Al asociado a la materia orgánica se solubiliza preferentemente que el Al inorgánico amorfo. En el horizonte úmbrico del suelo aluminico (P15-A) el valor de la relación $(Al_o-Al_p)/Al_p$ es inferior a 0.30,

por lo que la mayor parte del Al liberado a partir de la fracción Al_o-Al_{Cu} probablemente estaría unido a la MOS.

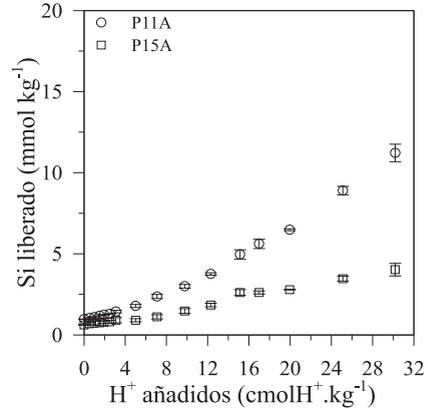


Fig. 5.- Liberación de Si en dos horizontes A úmbricos acidificados artificialmente. Los símbolos indican el valor medio y la desviación estándar.

En ambos horizontes se ha observado un ligero enriquecimiento “relativo” de los complejos Al-materia orgánica de estabilidad media ($Al_{Cu}-Al_{La}$) y baja ($Al_{La}-Al_K$). La desestabilización y el debilitamiento de los enlaces entre Al y materia orgánica, promovidos por la acidificación, podrían llevar a una transformación de complejos órgano-metálicos inicialmente estables a otros susceptibles de ser extraídos con $LaCl_3$ o KCl . En este sentido, Bohan *et al.* (1998) sugieren que parte del Al liberado por la degradación de los complejos Al-materia orgánica más estables permanecería en disolución, mientras que otra parte de éste sería el responsable del aumento del Al intercambiable y del unido débilmente a la materia orgánica.

Control de la solubilidad del aluminio

Los mecanismos de control de la solubilidad del Al están íntimamente relacionados con las características de la fracción sólida de los suelos, siendo indicativos de las consecuencias geoquímicas que se derivan de la acidificación de los suelos.

En la figura 6 se presenta la relación pAl (-log₁₀{Al³⁺}) frente a pH, que permite valorar un posible control de la actividad de Al³⁺ por una fase sólida hidroxí-alumínica de tipo Al(OH)₃. Algunos extractos del horizonte aluminico (P15-A) están saturados respecto a la gibbsita sintética tomada como referencia, (logK₂₅=8.11; May *et al.*, 1979) cuando el pH es superior a 3.7; mientras que extractos del horizonte con propiedades ándicas (P11-A) con pH superior a 4.0 se disponen próximos a

la línea de solubilidad de la gibbsita natural (logK₂₅=8.77; May *et al.*, 1979). En ambos horizontes, los extractos están alejados de la línea de solubilidad del Al(OH)₃ amorfo utilizado como referencia (logK₂₅=10.80; Stumm y Morgan, 1981). En estudios similares, los valores de pH para los que se encuentra saturación respecto a fases minerales semejantes reflejan un intervalo 4.1-4.5 (de Wit *et al.*, 1999; Zysset *et al.*, 1999).

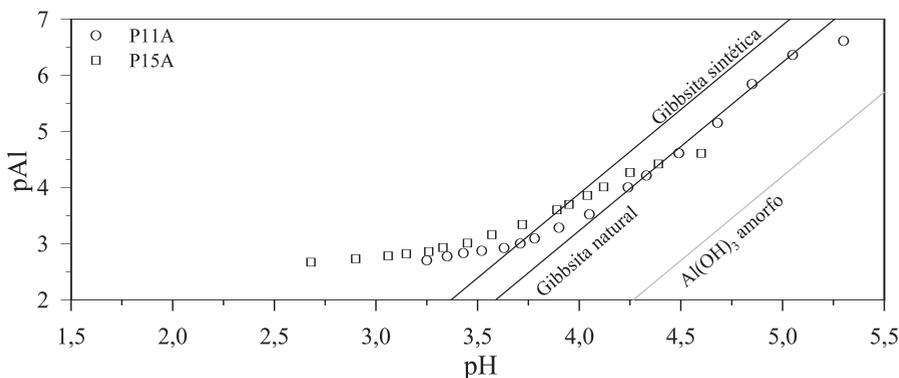


Fig. 6.- Relación pAl vs. pH para los extractos acidificados de P11-A y P15-A. Las líneas de solubilidad de la gibbsita sintética, la gibbsita natural y el Al(OH)₃ amorfo se muestran como referencia.

El valor de la pendiente de la relación pAl vs. pH para los extractos de P15-A saturados respecto a la gibbsita sintética es de 1.7 (r²=0.995), valor considerablemente inferior a 3 que se esperaría si la solubilidad del Al estuviese controlada por una fase del tipo Al(OH)₃. Sin embargo, el valor de la pendiente de los extractos del horizonte P11-A próximos a la línea de la gibbsita natural es 2.9 (r²=0.994), lo que apunta a que una fase

hidroxí-alumínica podría controlar la actividad del Al en los extractos con pH superior a 4.0. No obstante, en las fracciones limo y arcilla de este horizonte no pudo identificarse la presencia de gibbsita (Tabla 2). En condiciones similares, Berggren y Mulder (1995) consideraron que la presencia de una fase de tipo Al(OH)₃ amorfa podría ser la responsable de la regulación de la actividad del Al.

Tabla 2.- Composición mineralógica de los horizontes estudiados.

Fracción	Horizonte	Q	F	M	V	1:1	G	Anf	Ox Fe	Cl
Limo	P11A	X	X	---	---	---	---	XXX	T	T
Arcilla	P11A	---	---	---	---	---	---	T	XX	T
Limo	P15A	XXX	X	XX	T	T	T	---	---	---
Arcilla	P15A	---	---	X	X	XX	XXX	---	---	---

Q= Cuarzo; F: Feldespatos; M: Micas; V: Vermiculita; 1:1: Filosilicatos 1:1 dioctaédricos; G: Gibbsita; Anf: Anfíboles; Ox Fe: Óxidos y Oxihidróxidos de Fe; Cl: Clorita. T: Trazas; X: Presente; XX: Frecuente; XXX: Abundante.

Cuando el pH de los extractos de P15-A y P11-A disminuyen por debajo de 3.7 y 4.0 respectivamente, éstos están insaturados respecto a las fases minerales usadas como referencia. En el rango de pH experimentado, la relación pAl vs. pH de ambos horizontes manifiesta una trayectoria claramente curvilínea.

Al contrario de lo que mostraban estudios previos (Cronan *et al.*, 1986), de Wit *et al.* (1999) han demostrado que la relación pAl vs. pH de suelos forestales ácidos, en los que la solubilidad del Al estaba controlada por la MOS, era curvilínea y el grado de curvatura de ésta era más acusado cuanto mayor era el grado de saturación en Al de la MOS. Recientemente, Adams *et al.* (2000) también han logrado demostrar que la actividad del Al^{3+} en disoluciones del suelo de horizontes superficiales de Cambisols, Regosols, Podzols y Alfisols estaba controlada por la MOS, para lo que se sirvieron de la excelente correlación entre la concentración de Al^{3+} y la actividad de Al^{3+} calculada a partir de una curva de titulación de un compuesto ácido fúlvico-Al en un rango de pH 3.0-6.0.

Con estos antecedentes creemos que la materia orgánica del suelo podría tener un papel relevante en la regulación del Al en los horizontes A-úmbricos estudiados, independientemente de que éstos sean aluminicos o se caractericen por poseer propiedades ándicas. En un estudio previo se ha comprobado que para 22 horizontes superficiales, incluidos los empleados en este trabajo, la solubilidad del Al^{3+} se ajustó aceptablemente al modelo propuesto por Wesselink *et al.* (1996) cuando el aporte de ácido es inferior a $12 \text{ cmolH}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ de suelo (Nóvoa-Muñoz *et al.*, 2002). Este modelo mantiene que la actividad del Al^{3+} puede ser explicada mediante reacciones de complejación con la MOS.

Los resultados expuestos previamente podrían implicar la circunstancia de que la MOS y una fase de tipo $Al(OH)_3$ o un aluminosilicato participasen de forma simultánea

o complementaria en el control de la solubilidad del Al^{3+} en el horizonte superficial del suelo con propiedades ándicas. Algunos autores han manifestado la complementariedad de la MOS y de fases minerales en el control de la solubilidad del Al en suelos podsólicos (Simonsson y Berggren, 1998), incluso se ha propuesto que los responsables de regular la actividad del Al^{3+} pueden cambiar desde una fase orgánica a una inorgánica por efecto del incremento de la carga ácida (Miller *et al.*, 1992).

Tal y como podemos observar en la figura 2a, la liberación de Al continúa aumentando a pesar de que la pendiente de la relación pY vs. pH sugiere una situación contraria (Nóvoa *et al.*, 2002). Esto lleva a pensar en que deben estar involucrados otros mecanismos que permitan una liberación adicional de Al. Las extremas condiciones ácidas, generadas por las dosis más elevadas de protones, apuntan a que las reacciones de alteración mineral podrían desempeñar un papel esencial en el control de la solubilidad del Al en estos horizontes. De ser así, debería de tenerse en cuenta los efectos de las restricciones cinéticas en las reacciones de disolución de los minerales (Matzner, 1992; Van Grisven *et al.*, 1992).

La elevada concentración de Al, que con motivo de la acidificación del suelo llega a la disolución, puede provocar graves problemas de toxicidad para numerosos organismos vegetales y animales (Cronan y Grigal, 1995), especialmente cuando se trata de la especie Al^{3+} que ha sido considerada una de las más tóxicas (Alva y Summer, 1989). Desde este punto de vista, los mecanismos que controlan la solubilidad del Al presentan una enorme relevancia en el contexto medioambiental. Recientemente, Adams *et al.* (2000) consideran que el control de la solubilidad del Al por la MOS repercute en una menor toxicidad del Al respecto a una regulación por una fase de tipo $Al(OH)_3$. En este sentido, el papel regulador de la materia orgánica sobre la actividad del Al en los suelos de

Galicia, se uniría a la importante presencia de especies Al-F (Álvarez *et al.*, 1993; Fernández-Sanjurjo *et al.*, 1998) en la atenuación de la toxicidad por Al.

CONCLUSIONES

Aunque ambos horizontes presentan idénticos mecanismos de neutralización, las diferencias que existen en la fracción sólida de Al, por efecto de los procesos edafogénicos que tienen lugar en ambos suelos, delatan ciertas particularidades en su comportamiento geoquímico frente a la acidificación.

Así, mientras que en el horizonte aluminico (P15-A) la liberación de Al proviene fundamentalmente de la disolución de complejos Al-materia orgánica, la fracción de Al inorgánico amorfo probablemente contribuye a una importante fracción de los protones consumidos por el horizonte úmbrico con propiedades ándicas (P11-A). Esta circunstancia tiene su reflejo en los mecanismos que controlan la actividad del Al^{3+} , lo que se traduce en los suelos estudiados en que la materia orgánica del suelo desempeña un papel relevante en la regulación de la solubilidad de Al^{3+} en el horizonte aluminico. Sin embargo, la materia orgánica del suelo parece compartir con una fase mineral, $Al(OH)_3$ o un aluminio-silicato, el control de la actividad del Al en el horizonte que manifiesta propiedades ándicas.

El control de la solubilidad del Al por la materia orgánica en los horizontes superficiales de suelos aluminicos o de suelos con propiedades ándicas, también podría tener como consecuencia una disminución del riesgo de toxicidad por Al.

REFERENCIAS

- Adams, M.L.; Hawke, D.J.; Nilsson, N.H.S.; Powell, K.J. (2000): The relationship between soil solution pH and Al^{3+} concentrations in a range of South Island (New Zealand) soils. *Aust. J. Soil Res.* 38, 141-153.
- Allan, C.J. y Roulet, N.T. (1994): Solid phase controls of dissolved aluminum within upland Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry* 26, 85-114.
- Alva, A.K. y Sumner, M.E. (1989): Alleviation of aluminum toxicity to soybeans by phosphogypsum or calcium sulfate in dilute nutrient solutions. *Soil Science* 147, 278-285.
- Álvarez, E.; Martínez-Cortizas, A.; Calvo, R. (1993): Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (N.W.Spain). *Biogeochemistry* 16, 167-180.
- Bascomb, C.L. (1968): Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon in soils of various groups. *J. Soil Sc.* 19, 251-256.
- Berggren, D. y Mulder, J. (1995): The role of organic matter in controlling aluminum solubility in acidic mineral soil horizons. *Geochim. et Cosmochim. Acta* 59, 4167-4180.
- Blakemore, L.D. (1978): Exchange complex dominated by amorphous material (ECDAM). En *The Andisol Proposal*, Smith, G.D., ed. Soil Bureau, DSIR, New Zealand, pp. 21-22.
- Bohan, L.; Larssen, T.; Seip, H.M. (1998): Response of five Chinese forest soils to acidic inputs: batch experiment. *Geoderma* 86, 295-316.
- Borggaard, O.K. (1985): Organic matter and silicon in relation to the crystallinity of soil iron oxides. *Acta Agric. Scand.* 35, 398-406.
- Camps-Arbestain, M.; Barreal, M.E.; Macías, F. (1999): Parent material influence on sulfate sorption in forest soils from northwestern Spain. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 63, 1906-1914.
- Corey, R.B. y Jackson, M.C. (1953): Silicate analysis by rapid semicromochemical system. *Anal. Chem.* 25, 1233-1238.

- Cronan, C.S. y Grigal, D.F. (1995): Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J. of Environ. Q.* 24, 209-226.
- Cronan, C.S.; Walker, W.J.; Bloom, P.R. (1986): Predicting aqueous aluminum concentrations in natural waters. *Nature* 324, 140-143.
- Darke, A.K. y Walbridge, M.R. (1994): Estimating non-crystalline and crystalline aluminum and iron by selective dissolution in a riparian forest soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 2089-2101.
- de Wit, H.A.; Kotowski, M.; Mulder, J. (1999): Modeling aluminum and organic matter solubility in the forest floor using WHAM. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 63, 1141-1148.
- F.A.O.-U.N.E.S.C.O. (1990): Soil Map of the World. Revised Legend. Rome, Italy.
- Federer, C.A. y Hornbeck, J.W. (1985): The buffer capacity of forest soils in New England. *Water, Air and Soil Pollut.* 26, 293-310.
- Fernández-Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E.; García-Rodeja, E. (1998): Speciation and solubility control of aluminium in soils developed from slates of the River Sor watershed (Galicia, NW Spain). *Water, Air and Soil Pollut.* 103, 35-53.
- Fieldes, M. y Perrot, K.W. (1966): The nature of the allophane in soils. III. Rapid field and laboratory test for allophane. *New Zealand J. of Sci.* 9, 623-629.
- García-Rodeja, E.; Nóvoa-Muñoz, J.C.; Pontevedra-Pombal, X.; Martínez-Cortizas, A.; Buurman, P. Aluminium fractionation in European volcanic soils by selective dissolution techniques. *Catena* (en prensa).
- Gutián, F. y Carballas, T. (1976): Técnicas de Análisis de Suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela, 288 p.
- Hargrove, W.L. y Thomas, G.W. (1981): Extraction of aluminium from aluminium-organic matter complexes. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 45, 151-153.
- Hartikainen, H. (1985): Acid-neutralizing capacity of Finnish mineral soils. *J. of Agric. Sci. Finland* 57, 279-283.
- Hodson, M.E.; Langan, S.J.; Lumsdon, D.G. (1998): A comparison of soil sensitivity to acidification based on laboratory-determined short-term acid buffering capacity and the Skokloster classification. *Water, Air and Soil Pollut.* 105, 53-62.
- Holmgren, G.S. (1967): A rapid citrato-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Soc. of Am. Proc.* 31, 210-211.
- Jersak, J.M. y McColl, J.G. (1989): Aluminum release from solid-phase components of forest soil leached with citric acid. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 53, 550-555.
- Juo, A.S. y Kamprath, E.J. (1979): Copper chloride as an extractant for estimating the potentially reactive aluminium pool in acid soils. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 43, 35-38.
- Kaupenjohann, M. (1989): Effects of acid rain on soil chemistry and nutrient availability in the soil. *En Forest Decline and Air Pollution*. Schulze, E.D.; Lange, O.L.; Oren, R., eds. Ecological Studies Vol. 77. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 297-340.
- Kharaka, Y.; Gunnter, W.; Aggarwal, P.; Perkins, E.; Debraal, J. (1989): Solmineq88: A Computer Program for Geochemical Modelling of Water-Rock Interactions. U.S. Geological Survey, Menlo Park, California, USA. 420 pp.
- Kononova, M.M. y Belchikova, V.V. (1970): Use of sodium pyrophosphate to separate and characterize organo-iron and organo-aluminium compounds in soils. *Pochvovedeniye* 6, 61-74.
- Lazerte, B.D. y Findeis, J. (1995): The relative importance of oxalate and pyrophosphate extractable aluminum to the acidic

- leaching of aluminum in podzol B horizons from the Precambrian Shield, Ontario, Canada. *Can. J. of Soil Sci.* 75, 43-54.
- Lin, C. y Coleman, N.T. (1960): The measurement of exchangeable aluminium in soils and clays. *Soil Sci. Soc. of Am. Proc.* 24, 444-446.
- Mantylahti, V. y Niskanen, R. (1986): Effect of acidification on cation exchange capacity of eight Finnish mineral soils. *Acta Agric. Scand.* 36, 339-346.
- Matzner, E. (1992): Factors controlling Al activity in soil solutions in an acid forest soil of the German Solling area. *Z. Pflanzernähr. Bodenk.* 155, 333-338.
- May, H.M.; Helmke, P.A.; Jackson, M.L. (1979): Gibbsite solubility and thermodynamic properties of hydroxylaluminum ions in aqueous solutions at 25°C. *Geochim. et Cosmochim. Acta* 43, 861-868.
- Merino, A. y García-Rodeja, E. (1996): Mobility of sulphate in experimentally acidified soil from Galicia (NW Spain). *Water, Air and Soil Pollut.* 87, 23-27.
- Merino, A.; Álvarez, E.; García-Rodeja, E. (1994): Response of some soils of Galicia (NW Spain) to H₂SO₄ acidification. *Water, Air and Soil Pollut.* 74, 89-101.
- Merino, A.; Macías, F.; García-Rodeja, E. (1998): Aluminium dynamics in experimentally acidified soils from a humid-temperate region of South Europe. *Chemosphere* 36, 1137-1142.
- Merino, A.; Macías, F.; García-Rodeja, E. (2000): Element fluxes and buffer reactions in acidified soils from a humid-temperate region of Southern Europe. *Water, Air and Soil Pollut.* 120, 217-228.
- Miller, E.K.; Huntington, T.G.; Johnson, A.H.; Friedland, A.J. (1992): Aluminum in soil solutions from a Subalpine spruce-fir forest at Whiteface Mountain, New York. *J. of Environ. Q.* 21, 345-352.
- Nóvoa, J.C. y García-Rodeja, E. (1997): Capacidad de Neutralización de Ácidos y su relación con las Propiedades de Suelos de Bosque de Galicia. *Edafología* 2, 37-48.
- Nóvoa-Muñoz, J.C. (2002): Capacidad de Neutralización de Ácidos en Suelos Forestales de Galicia. Contribución de la fase sólida del suelo a las reacciones de consumo de protones e implicaciones de la geoquímica del Al. Tesis Doctoral. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago.
- Nóvoa-Muñoz, J.C.; Martínez-Cortizas, A.; García-Rodeja, E. (2002): Influence of soil organic matter in aluminium solubility in acidified A horizons of acid forest soils of Galicia (NW Spain). Biogeomon 2002, Reading, England, UK.
- Parfitt, R.L., Henmi, T. (1982): Comparison of an oxalate-extraction method and an infrared spectroscopic method for determining allophane in soils clays. *Soil Sci. Plant Nutr.* 28, 183-190.
- Peech, M.; Alexander, L.T.; Dean, L.A.; Reed, J.F. (1947): Methods of Soil Analysis for Soil Fertility Investigations. U.S.Dep.Agr.Cir.
- Simonsson, M. y Berggren, D. (1998): Aluminium solubility related to secondary solid phases in upper B horizons with spodic characteristics. *Eur. J. of Soil Sci.* 49, 317-326.
- Starr, M.; Westman, C.J.; Ala-Reini, J. (1996): The acid buffer capacity of some Finnish forest soils: results of acid addition laboratory experiments. *Water, Air and Soil Pollut.* 89, 147-157.
- Stumm, W. y Morgan, J.J. (1981): Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. Wiley-Interscience, London, UK. 780 pp.
- Urrutia, M.; Macías, F.; García-Rodeja, E. (1995): "Evaluación del CuCl₂ y del LaCl₃ como extractantes de aluminio en

- suelos ácidos de Galicia". *Nova Acta Científica Compostelana* 5, 173-182.
- Urrutia, M.M.; García-Rodeja, E.; Macías, F. (1989): Determinación del pH en suelos de carga variables de Galicia. *Anal. de Edaf. y Agrobiol.* 48, 219-228.
- Urrutia, M.M.; García-Rodeja, E.; Macías, F. (1991): Respuesta de algunos suelos de Galicia al aporte de un ácido fuerte. *Suelo y Planta* 1, 399-412.
- Van Breemen, N.; Driscoll, C.T.; Mulder, J. (1984): Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307, 599-604.
- Van der Salm, C.; Westerveld, J.W.; Versatraten, J.M. (2000): Release rates of Al from inorganic and organic compounds in a sandy podzol, during laboratory experiments. *Geoderma* 96, 173-198.
- Van Grisven, J.J.M.; Van Riemsdijk, W.H.; Otjes, R.; Van Breemen, N. (1992): Rates of aluminum dissolution in acid sandy soils observed in column experiments. *J. of Environ. Q.* 21, 439-447.
- Wesselink, L.G.; Van Breemen, N.; Mulder, J.; Janssen, P.H. (1996): A simple model of soil organic matter complexation to predict the solubility of aluminium in acid forest soils. *Eur. J. of Soil Sci.* 47, 373-384.
- WRB (1998): World Reference Base for Soil Resources. FAO-ISRIC-ISSS. Roma, Italia, 88 p.
- Zysset, M.; Blaser, P.; Luster, J.; Gehring, A.U. (1999): Aluminum solubility control in different horizons of a podzol. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 63, 1106-1115.

ESTUDIO DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LOS ANTROSOLES CUMÚLICOS EN LOS INVERNADEROS DE LA COMARCA DEL PONIENTE ALMERIENSE. INFLUENCIA DE LAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS SOBRE LOS CAMBIOS DE SUS PROPIEDADES

J.J. RAMOS MIRAS¹, C. GIL DE CARRASCO^{1*}, R. BOLUDA HERNÁNDEZ²

¹Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. La Cañada de San Urbano. Almería. cgil@ual.es.

²Departament de Biología Vegetal. Universitat de València, CIDE (CSIC-UV-GV). Camí de la Marjal, s/n. 46470 ALBAL (València). boluda@uv.es.

*Correspondencia.

Abstract: Physical and chemical properties of greenhouses from western Almería soils has been studied (Cumulic Anthrosol). It was studied the influence of soil origin (autochthonous, “Cañadas” and “Greases”) and age of greenhouses (0, 1 to 9, 10 to 19 and ≥ 20 years) over the variability of soils properties, too. Results show unfavourable conditions since agricultural and environmental viewpoints, as soon as several statistically significant differences between soils because of soil origin. Results show too, a decrease of clay, Mg, Na and PSI and an increase of soil organic carbon, total nitrogen and available phosphorus in soils with the age of greenhouses. This was related with agricultural practices and excess of fertilizer. So show beneficial effects over soil salinity and sodicity, because soil extract EC, exchangeable Na and ESP decrease with the age of greenhouses.

Key words: Edaphic properties, greenhouses, temporal variability, cumulic anthrosol

Resumen: Se han estudiado y caracterizado las propiedades físicas y fisico-químicas de los suelos de invernadero del Poniente Almeriense (Antrosoles cumúlicos). Asimismo, se ha estudiado la influencia del origen del suelo (autóctonos y aportados de las Cañadas y las Greases) y del tiempo dedicado al cultivo (0, 1 a 9, 10 a 19 y ≥ 20 años) sobre la variabilidad de dichas propiedades. Los resultados muestran características desfavorables desde los puntos de vista agronómico y ambiental así como la existencia de bastantes diferencias significativas según el origen del suelo del invernadero. También demuestran que conforme se incrementan los años de cultivo se produce una disminución significativa de su contenido de arcilla, Mg, Na y PSI y un aumento igualmente significativo del contenido de carbono orgánico, N total y P asimilable. Estos hechos se han asociado a las labores agrícolas y a un excesivo uso de fertilizantes, a la vez que indican un impacto beneficioso sobre los procesos de salinización y sodificación del suelo ya que la CE del extracto de saturación, el Na de cambio y el PSI muestran una disminución con el paso de los años dedicados al cultivo.

Palabras clave: propiedades edáficas, invernaderos, variabilidad temporal, Antrosoles cumúlicos.

INTRODUCCIÓN

El uso de fertilizantes minerales ha contribuido de forma decisiva a incrementar el rendimiento de los cultivos hasta el extremo de que en las últimas décadas su consumo ha aumentado extraordinariamente. Los países desarrollados son los mayores consumidores. En los últimos años se han multiplicado los estudios para determinar el efecto de la agricultura intensiva sobre los suelos y los ecosistemas. Muchas veces el uso excesivo de fertilizantes no ha redundado en un aumento considerable de la producción de las cosechas. Sin embargo, se ha relacionado con procesos de salinización y eutrofización de las aguas así como con problemas de salinidad y acumulación de nutrientes como el fósforo en el suelo (Boluda *et al.*, 2002; Higgs *et al.*, 2000; Díez, 1999). La utilización masiva de fertilizantes y fitosanitarios, con objeto de aumentar la productividad de los cultivos termina por hacer disminuir la capacidad de filtrado y amortiguación de los suelos, que no poseen una capacidad autodepuradora infinita (Porta *et al.*, 1999; Stigliani *et al.*, 1991; Felipó y Garau, 1987).

En España se consumen un total de 2.027.000 kg ha⁻¹ año de fertilizantes, de los cuales 1.125.000 corresponden a fertilizantes nitrogenados, 535.000 a fertilizantes fosfóricos y 367.000 a fertilizantes potásicos (MOPT, 1991).

En Almería, en los cultivos bajo plástico, se consumen de media unos 2.000 kg ha⁻¹ y año, llegando en algunos casos hasta los 3.400 kg ha⁻¹ y año (Ortega Gutiérrez, 2000). En esta zona, la agricultura intensiva, constituye un ejemplo de desarrollo endógeno. El auge del cultivo en invernadero en la década de los 70, impulsó el progreso económico y social de una de las áreas tradicionalmente más deprimidas de España (García Lorca 1998). La superficie invernada en la comarca del Poniente Almeriense es de 19.432 ha lo que supone el 78,5% del total provincial

(Sanjuan, 2001). Debido a la falta de fertilidad del suelo propiciada por las características de sus factores formadores, se recurrió a la generación de un sustrato (suelo artificial) constituido por materiales de naturaleza arcillosa, arena y estiércol (Antrosol cumúlico). La elevada rentabilidad de los invernaderos de Almería se ha traducido en un importante incremento de la población, la presencia de nuevas industrias y una enorme expansión de las tierras dedicadas al cultivo. Estos aspectos, en principio positivos, con el paso del tiempo han comenzado a generar problemas por los fuertes impactos que están ocasionando sobre el entorno (Gil de Carrasco y Ramos Miras, 2001). Los más preocupantes son: la sobreexplotación de acuíferos, los residuos agrícolas y el uso inadecuado y frecuentemente abusivo de fertilizantes y fitosanitarios (Pulido Bosch *et al.*, 1989-2000; Thompson *et al.*, 2002). Todo este desarrollo social y económico basado en prácticas agrícolas avanzadas y el turismo, descansa sobre la utilización agrícola de un recurso natural frágil como es el suelo. A pesar de que el suelo de los invernaderos Almerienses está sufriendo estos impactos; no existen, apenas, estudios de las características del suelo y tampoco de los posibles procesos de degradación (salinización, sodificación y/o alcalinización, o la acumulación de nutrientes minerales) asociados a la actividad agrícola (Ramos Miras 2002; Gil de Carrasco y Ramos Miras 2001).

Por todo lo anterior, resulta evidente la necesidad de estudiar las características de los suelos y su fertilidad en los invernaderos Almerienses con objeto de evaluar su estado nutricional y el posible impacto que el tiempo dedicado a la agricultura intensiva haya podido ocasionar sobre los mismos. Estos estudios permitirán ajustar o modificar las prácticas agrícolas así como ayudar a dictaminar nuevas reglamentaciones para minimizar su impacto. Así pues, los objetivos del presente trabajo fueron: el estudio del estado general de los suelos de los invernaderos del

poniente almeriense a través de la caracterización de sus propiedades físicas y fisicoquímicas esenciales para la nutrición y desarrollo de los cultivos y la evaluación de la influencia del origen del material para la generación del sustrato y del tiempo de cultivo sobre la variación de las propiedades del suelo de los invernaderos.

MATERIAL Y MÉTODOS

La comarca del Poniente se sitúa en el extremo oriental de Andalucía, en la provincia de Almería, concretamente entre las cuencas del río Adra y Andarax. Limita al N y NO con la Sierra de Gádor y al S con el Mar Mediterráneo; en la zona 30 S entre las coor-

denadas UTM longitud 53800, latitud 40750, y longitud 49900, latitud 4059 (Figura 1). Ocupa una superficie de unos 330 Km², formando una llanura costera con una pendiente suave cubierta en parte por grandes abanicos aluviales procedentes de la Sierra de Gádor. Aparece disectada por frecuentes ramblas que rara vez conducen agua y que normalmente mueren en depresiones de carácter endorreico, desapareciendo antes de alcanzar el mar. La precipitación media es escasa (212,7 mm/año) y la temperatura media anual es de 18,7° C por lo que el clima es subdesértico acentuado. El material originario es de origen calcáreo y se distinguen dos grupos, principalmente, según sean de origen marino o continental.



FIGURA 1: Localización geográfica del área de estudio en el contexto español y almeriense.

Debido a la escasa fertilidad y/o limitaciones del suelo propiciada por las características de sus factores formadores, se recurrió en la mayoría de los casos, a la generación de un sustrato (suelo artificial) constituido por un material aportado de naturaleza más o menos arcillosa, arena y estiércol que se

puede clasificar como un Antrosol cumúlico que, en adelante denominaremos suelo, debido a que la parte mineral del mismo se extrae o bien del lugar de construcción del invernadero, simplemente mediante unas labores de despedregado y nivelación posterior, o bien de canteras procedentes de zonas naturales

que se transporta a los diferentes lugares para la puesta en funcionamiento de los invernaderos constituyendo un sustrato de cultivo conformado por tres estratos o capas superpuestas una de naturaleza arcillosa (de al menos 25 cm de espesor), otra de materia orgánica (3 - 8 cm) y, finalmente, una capa arenosa superficial de aproximadamente 10 cm.

Se recogieron muestras de suelo correspondientes a un total de 160 invernaderos (71 cuyos suelos son de materiales autóctonos, 71 de sedimentos de Cañadas y 18 procedentes de Greas) ubicados en los términos municipales de Roquetas de Mar, VÍcar, La Mojonera, El Ejido, Berja y Adra. En la Figura 2 se puede observar la localización de los invernaderos en los que se ha realizado el muestreo. En cada uno de los invernaderos seleccionados, se recogieron, muestras compuestas del suelo separando la capa arenosa superficial. Estas muestras de suelo se toma-

ron de los 15 - 20 cm superficiales de la capa arcillosa. Las muestras compuestas (2 - 2,5 kg) se obtuvieron a partir de la mezcla, homogeneización y cuarteo de tres diferentes submuestras recogidas al azar en diferentes puntos del invernadero y dentro del ámbito de influencia de los goteros. De forma simultánea a la recogida de las muestras, se realizó una pequeña encuesta a los agricultores, en la que se solicitó información sobre diversos aspectos del invernadero (cultivos habituales, la incidencia de plagas y enfermedades etc.) centrándose principalmente en el origen del suelo y la antigüedad del cultivo en cada uno de los invernaderos muestreados. Asimismo se tomaron 16 muestras procedentes de los suelos sin cultivar y sedimentos de las canteras de las cuales se extrajeron la mayoría de los materiales para la construcción de los suelos en los invernaderos, estas muestras se consideraron suelos controles o naturales.

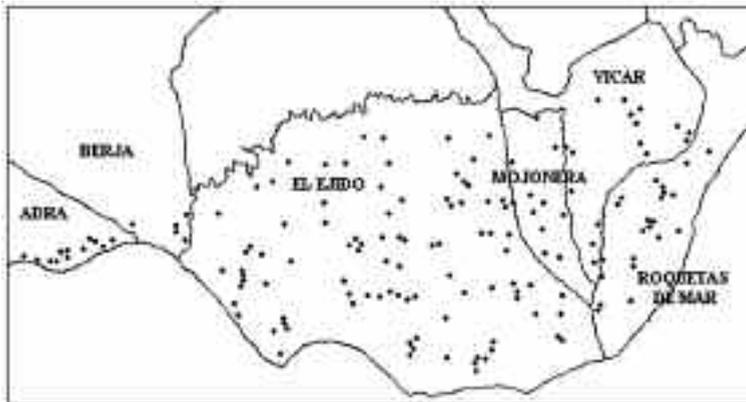


FIGURA 2: Distribución de los diferentes suelos de invernaderos muestreados en el presente trabajo dentro del entorno comarcal del Poniente almeriense.

Una vez en el laboratorio las muestras compuestas se dividieron en submuestras para su posterior preparación, diferentes según las determinaciones analíticas previstas para cada una de ellas. Las muestras se secaron al aire, se seleccionaron algunos

agregados para el estudio de propiedades físicas, se molturaron y se tamizaron a 2 mm. Se pesaron las fracciones resultantes. Parte de la muestra fue sometida a molienda fina en mortero de ágata y tamizado a 0,05 mm, para la determinación del carbono orgánico, fósfo-

ro asimilable y carbonato cálcico equivalente. Se introdujeron en bolsas de polietileno que fueron catalogadas y almacenadas a temperatura ambiente hasta el momento de ser analizadas. Se determinó la humedad de la fracción tierra fina por gravimetría con el fin de ajustar a peso seco el resultado de las demás determinaciones analíticas.

Para la determinación de los porcentajes correspondientes a las distintas fracciones minerales se trataron las muestras con agua oxigenada de 110 volúmenes. Posteriormente, para su dispersión se le añadió hexametáfosfato sódico y se trató durante ocho horas en un agitador rotatorio de botellas. La fracción arena total se separó por tamizado en húmedo y posterior separación en subfracciones por tamizado mecánico en seco. La arcilla y el limo se separaron por sedimentación y se siguió el método de la pipeta de Robinson, tal como se describe en el Soil Survey Report, núm. 1 (Soil Conservation Service, 1972). Para el cálculo de la densidad aparente se ha empleado la ecuación de regresión múltiple obtenida por Santos (1979). Las determinaciones de retención de agua (capacidad de campo y punto de marchitez permanente) se realizaron utilizando el método de la membrana de Richards (Richards, 1947-54; Richards y Weaver, 1944).

El pH se determinó sobre una suspensión de tierra fina en agua en relación 1:1. Posteriormente se efectuó otra medida con KCl 0,1 N en la misma proporción (Hayward *et al.*, 1973). Las medidas se realizaron con un pH-metro Crison micropH 2001 con electrodo de vidrio.

La determinación del carbono orgánico se realizó mediante oxidación con dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) en medio ácido (método de oxidación en húmedo), valorando el exceso de ión cromo (Cr^{3+}) con sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) (método de Tyurin, 1951, descrito por Kononova, 1982). La determinación del nitrógeno total se realizó

según el método clásico de Kjeldahl, en un bloque digestor Selecta Bloc digest 12. La destilación del mineralizado y la recogida del NH_3 destilado sobre ácido bórico se realizaron de forma simultánea en un aparato de destilación Buchi Distillation Unit B-316 (Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, 1994). A partir de los datos de carbono orgánico y nitrógeno total se obtuvo la relación C/N.

La determinación de las bases de cambio se realizó por lixiviación con acetato amónico (1 N y pH = 7); en el lixiviado se determinaron las bases de cambio: sodio y potasio por fotometría de llama y calcio y magnesio por espectroscopía de absorción atómica en llama (Soil Conservation Service, 1972). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó posteriormente lavando con alcohol y saturando el complejo de cambio con sodio por lixiviación con acetato sódico 1 N a pH = 8,2, lavado con alcohol y desplazamiento del sodio del complejo de cambio con acetato amónico 1 N a pH = 7 y, finalmente, valoración del sodio en el lixiviado por fotometría de llama (Richards, 1954). Las medidas se realizaron en un fotómetro de llama Gallenkamp y en un espectrofotómetro de absorción atómica GBC 906AA respectivamente. A partir del sodio de cambio y de la CIC se estimó el porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

El fósforo asimilable se determinó mediante el método Olsen, según lo descrito en los Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura (1994). La determinación del potasio asimilable se realizó mediante una extracción del suelo con acetato amónico y posterior medida por fotometría de llama según lo indicado en los Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura (1994). La determinación de carbonatos se realizó por volumetría de gases mediante el procedimiento descrito por Barahona (1984); la corrección de presión y

temperatura se realizó con ayuda de carbonato cálcico puro.

La salinidad se determinó realizando la pasta saturada y midiendo la conductividad eléctrica del extracto de saturación del suelo (CE) con un conductímetro Crison-520 (Richards 1954).

A partir de la información obtenida en las encuestas realizadas a los agricultores (Ramos Miras 2002) y con objeto de evaluar la influencia del origen del suelo de los invernaderos sobre la variabilidad de sus propiedades, se agruparon en tres clases principales: Clase 1, suelos autóctonos (71 invernaderos); Clase 2, suelos aportados procedentes de materiales de Cañadas (71 invernaderos); y Clase 3, suelos aportados procedentes de Greas (18 invernaderos). Es necesario destacar que los suelos de los invernaderos procedentes de las Cañadas junto con los autóctonos son los más representativos y los más antiguamente cultivados, asimismo presentan un origen continental, mientras las Greas, sedimentos margosos (arcillo-arenosos), presentan un origen marino. Por este motivo, y con el fin de evaluar la influencia del tiempo de cultivo en los invernaderos sobre la variabilidad de las propiedades del suelo en un grupo lo más homogéneo posible, se agruparon los invernaderos cuyos suelos procedían de las Cañadas en cuatro nuevas clases según la antigüedad del cultivo en cada uno de los invernaderos: Clase 0, suelos controles o naturales de Cañadas (13 muestras); Clase 1, menos de 10 años de antigüedad (28 invernaderos); Clase 2, de 10 a 19 años de antigüedad (26 invernaderos) y Clase 3, igual o más de 20 años de antigüedad (17 invernaderos). Esta información también se obtuvo de las encuestas realizadas a los agricultores (Ramos Miras *op. cit.*).

El tratamiento estadístico se realizó con el paquete de software STARGRAPHICS 4.0. Se recurrió a un análisis de la varianza (ANOVA) utilizando, tal como se ha indicado anteriormente, la procedencia del material

y el tiempo de cultivo del suelo en cada uno de los invernaderos como criterios de agrupación para las variables edáficas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se recogen los valores medios y extremos obtenidos para los parámetros físicos y físico-químicos analizados en los suelos de los invernaderos del Poniente Almeriense. En ella se observa, en general, que los suelos cultivados en los invernaderos almerienses presentan una textura media equilibrada, franca a franco-arcillosa predominante, siendo la arena la fracción granulométrica mayoritaria (39,6%), seguida por el limo (33,9 %) y finalmente por la fracción arcilla (26,5%). Dentro de la fracción gruesa, la arena media, fina y muy fina son los componentes mayoritarios (Tabla 1). Estas características texturales se reflejan en los altos valores obtenidos para la densidad aparente de los suelos con una media de $1,5 \text{ g cm}^{-3}$, así como en una baja capacidad de retención de agua disponible (9.8 %).

Son suelos de reacción ligeramente básica a básica ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 7,7$ $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 8,3$), ricos en carbonato cálcico equivalente (27,2 %) y en consecuencia saturados en bases (100 %). Su contenido medio en carbono orgánico (0,6 %) y nitrógeno total (0,09 %) resultan bajos. Estos bajos valores se explican por el uso intensivo del suelo y el abandono o desaparición progresiva de una práctica tan habitual en la zona y tan beneficiosa como es la denominada de “retranqueo”; es decir, la aportación cada cuatro años aproximadamente de un manto continuo de materia orgánica (estiércol) entre la capa arenosa y la capa arcillosa.

Presentan una baja capacidad de intercambio catiónico, con valores medios entorno a $8,2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, y que contrastan con su riqueza en arcilla; no obstante, estos valores están de acuerdo con sus bajos contenidos de carbono orgánico y, especialmente, con la

TABAL 1. Resumen de las propiedades físicas y físico-químicas estudiadas en los suelos de invernadero analizados.

	Mínimo	Media	Máximo	Desv. Std.	Coef. Var.
Gravas (%)	0,1	10,5	56,3	10,4	98,4
Arcilla (%)	5,0	26,5	57,1	10,4	39,2
Limos (%)	6,7	33,9	63,6	12,8	37,6
Arenas (%)	4,4	39,6	75,8	18,2	45,8
Arena muy gruesa (%)	0,1	4,5	23,1	4,4	97,3
Arena gruesa (%)	0,1	5,5	27,4	4,6	83,7
Arena media (%)	0,2	9,3	40,2	7,8	83,6
Arena fina (%)	0,9	10,3	36,6	6,6	63,8
Arena muy fina (%)	0,9	10,0	39,8	7,9	79,3
DA (g cm ⁻³)	1,3	1,5	1,6	0,1	4,1
Carbono Orgánico (%)	0,1	0,6	1,7	0,3	45,9
Nitrógeno Total (%)	0,02	0,09	0,21	0,04	44,4
Relación C/N	2,0	7,0	14,2	2,3	32,4
Ca ²⁺ de cambio (cmol _c kg ⁻¹)	4,9	Sat.	Sat.	8,9	32,1
Mg ²⁺ de cambio (cmol _c kg ⁻¹)	1,2	3,6	9,2	1,5	40,4
Na ⁺ de cambio (cmol _c kg ⁻¹)	0,1	0,9	3,3	0,5	55,9
K ⁺ de cambio (cmol _c kg ⁻¹)	0,1	0,9	4,6	0,7	76,3
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	3,2	8,2	15,5	2,8	34,5
PSI (%)	1,0	11,0	22,0	4,6	41,8
pH en H ₂ O	6,9	8,3	9,1	0,3	3,6
pH en KCl	6,3	7,7	8,3	0,3	3,6
CE (dS m ⁻¹)	0,6	2,0	9,8	1,3	64,0
Agua Util (%)	5,2	9,8	15,4	4,8	26,6
P ₂ O ₅ (mg 100g ⁻¹)	1,4	22,7	131,8	16,5	36,0
K ₂ O (mg 100g ⁻¹)	2,4	43,7	217,6	33,8	49,6
CaCO ₃ (%)	0,1	27,2	65,0	16,2	72,5

composición mineralógica de sus arcillas, que según Guzmán *et al.* (1991), son de naturaleza illítica predominante. En cuanto a las bases de cambio el Ca²⁺ es, con diferencia, el catión mayoritario, seguido por el Mg²⁺ (3,6 cmol_c kg⁻¹) y contenidos equivalentes en K⁺ y Na⁺, ambos con valores de 0,9 cmol_c kg⁻¹. Este orden de los cationes de cambio es lógico en suelos calcáreos y su concentración se puede considerar normal o adecuada para los cultivos hortícolas en el caso del Ca²⁺ y Mg²⁺, mientras que en el caso del K⁺ y Na⁺ resulta algo elevada.

En general, los suelos presentan una baja salinidad que se refleja en el reducido valor medio encontrado para la conductividad eléctrica (CE = 2 dS m⁻¹). Por el contrario, los

valores medios obtenidos para el PSI (11 %) resultan bastante elevados y llegan a superar el nivel del 15% en buena parte de los invernaderos. Los bajos valores de salinidad resultan algo sorprendentes considerando el desmesurado volumen de fertilizantes minerales que se aportan a sus cultivos (Tabla 2) y a las limitaciones del sistema de riego (goteo) para el lavado de los suelos.

Los contenidos medios de potasio asimilable (44 mg K₂O 100 g⁻¹ de suelo) y fósforo asimilable (23 mg P₂O₅ 100g⁻¹ de suelo) encontrados en los suelos resultan elevados a muy elevados respectivamente comparándolos con los que se consideran como normales o adecuados para este tipo de cultivo y en suelos de similar textura (López Ritas y López Melida

1985). Este hecho sólo se puede explicar relacionándolo con una acumulación de nutrientes debida a un desmesurado volumen de aporte mineral a los cultivos en estos invernaderos (Tabla 2) y coadyuvado además por la baja solubilidad de alguno de ellos (caso del P, Higgs *et al.*, 2000) propiciada por el pH y el contenido de carbonato cálcico.

En la Tabla 1 también se observa que, a excepción de la DA y el pH, las propiedades de los suelos presentan una gran variabilidad que está más acentuada para gravas, arenas, potasio de cambio, conductividad eléctrica y carbonato cálcico.

TABLA 2. Volumen de las aportaciones anuales de fertilizantes minerales habituales en los invernaderos almerienses. Síntesis elaborada a partir de los datos e información proporcionada por Ortega Gutierrez técnico de la coop. Agrícola Santa María del Aguila.

FERTILIZANTE (kg ha ⁻¹)	Calabacín	Melón	Pepino ¹	Sandía	Pimiento	Pepino	Tomate ²
Nitrato Potásico	680	652	652	870	870	1.086	1.520
Ácido Fosfórico	260	300	300	400	300	360	400
Sulfato magnésico	100	150	174	150	200	200	374
Nitrato de Cal	280	166	332	122	440	800	440
Nitrato Amónico	120	240	150	94	400	716	630
Microelementos	10	10	8	10	12	10	18
TOTAL (kg ha ⁻¹)	1.450	1.518	1.616	1.646	2.222	3.172	3.382

¹: Pepino holandés

²: Tomate ciclo largo

Los resultados hasta aquí expuestos indican que los suelos cultivados en los invernaderos almerienses presentan una moderada a baja permeabilidad y sugieren la posible existencia de limitaciones para la aireación y drenaje en algunos de ellos. Se ha observado una acumulación importante de nutrientes como potasio y fósforo. Además, son suelos muy pobres en carbono orgánico y de débil capacidad de intercambio catiónico debido a la naturaleza del material de origen y al sistema agrícola empleado. Este sistema llevará consigo una rápida mineralización de la materia orgánica ya que los suelos están sometidos a una elevada humedad y temperatura y al aporte de enmiendas orgánicas o húmicas de naturaleza diversa (granulados sólidos, preparados líquidos aportados con el riego, etc.).

El mantenimiento y mejora de estas propiedades es fundamental para favorecer una capacidad de retención de nutrientes apropiada

da y un buen poder de filtrado (Porta *et al.*, 1999; Felipó y Garau, 1987) tan importantes desde el punto de vista agronómico como ambiental. En este sentido, la recuperación de la práctica de “retranqueo” en este agroecosistema se considera un buen principio para mejorar la calidad global del suelo de los invernaderos almeriense, así como para reducir la excesiva utilización de fertilizantes inorgánicos y la acumulación de nutrientes como P y K y de elementos como el Na.

Variación de las características de los suelos en función de su naturaleza u origen

El resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar la influencia del material de origen sobre la variabilidad de las propiedades del suelo se muestra en la Tabla 3. Se consideraron tres grupos de suelos en función de su origen: Clase 1: Autóctonos, Clase 2: Cañadas y Clase 3: Greas

Los grupos de suelos considerados difieren fundamentalmente en la textura. Se observa que los suelos de la Clase 2 (Cañadas) son los más arcillosos (32,55 %) seguidos de la Clase 1 (Autóctonos) y la Clase 3 (Greas), mientras que estos últimos presentan los niveles más altos de limos (40,01 %) seguidos de los suelos de la Clase 2 y de los suelos de Clase 1 (28,73 %). Se observa igualmente que los suelos de la Clase 2 y los de la Clase 1 presentan una CIC similar, mientras que los de la Clase 3 muestran un valor sensiblemente inferior. Como ya se ha indicado se confirma que todos los suelos investigados presentan un pH similar y están

saturados en bases. También se observa que los suelos preparados con materiales sedimentarios conocidos como Greas presentan los valores medios más elevados de PSI y CE (13,4 % y 2,50 dS m⁻¹) y un contenido de carbono orgánico semejante a los de la Clase 1 y 2. Esto se puede explicar porque los materiales de las Greas son sedimentos calcáreos de origen marino, a diferencia del origen continental de los sedimentos Autóctonos y de las Cañadas. En cuanto a los nutrientes, la Clase 2 presenta el mayor contenido de Mg²⁺, Na⁺, K⁺ y P mientras que la Clase 3 posee los contenidos más bajos.

TABLA 3. Análisis de la varianza de las principales propiedades físicas y físico-químicas de los suelos agrupadas según el origen del material empleado para la construcción del suelo del invernadero (Clase 1: Autóctonos, Clase 2: Cañadas; Clase 3: Greas). Esta información se obtuvo a partir de encuestas realizadas a los agricultores.

	Análisis de medias (test de rango múltiple. método LSD)			ANOVA		
	Clase 1* 71 suelos	Clase 2* 71 suelos	Clase 3* 18 suelos	F-ratio	P-value	Grupos con diferencias significativas superiores al 95% del nivel de confianza
Gravas (%)	14,02	8,89	3,33	10,33	0,0001	(1-2) (1-3) (2-3)
Arcilla (%)	23,78	32,55	16,39	26,32	0,0000	(1-2) (1-3) (2-3)
Limos (%)	28,73	36,79	40,01	12,23	0,0000	(1-3) (1-3)
Arenas (%)	47,49	30,92	43,60	19,05	0,0000	(1-3) (1-3)
DA (g cm ⁻³)	1,48	1,45	1,51	12,66	0,0000	(1-2) (1-3) (2-3)
CO (%)	0,68	0,60	0,52	2,52	0,0833	(1-3)
N (%)	0,10	0,08	0,07	4,91	0,0086	(1-3) (2-3)
Relación C/N	7,09	6,75	7,05	0,10	0,9054	—
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	24,14	30,23	32,29	12,77	0,0000	(1-2) (1-3)
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	3,53	4,02	2,57	6,80	0,0015	(1-3) (2-3)
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,78	1,19	0,76	11,06	0,0000	(1-2) (2-3)
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,79	1,05	0,69	5,14	0,0069	(1-2) (2-3)
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	8,65	8,82	5,96	4,62	0,0113	(1-3) (2-3)
PSI (%)	9,41	12,99	13,43	9,71	0,0001	(1-2) (1-3)
pH _{H2O}	8,22	8,05	8,20	2,31	0,1030	—
CE ₂₅ (dS m ⁻¹)	1,85	1,88	2,50	4,96	0,0082	(1-2)(1-3)
P ₂ O ₅ (mg 100g ⁻¹)	21,10	22,95	18,92	1,73	0,1810	—
K ₂ O (mg 100g ⁻¹)	37,18	49,26	32,56	5,33	0,0057	(1-2) (2-3)
CaCO ₃ (%)	23,48	30,58	24,94	4,85	0,0090	(1-2)

(*)Origen suelo: Clase 1= suelos Autóctonos; Clase 2 = suelos procedentes de Cañadas; Clase 3 = suelos originarios de Greas

Así pues, se deduce claramente que si bien los suelos procedentes de las Cañadas y los Autóctonos son los que presentan unas características físico-químicas más parecidas, los suelos de los tres grupos difieren significativamente en sus propiedades, indicando que estas diferencias son debidas a la naturaleza u origen del suelo del invernadero. No obstante, el hecho de que en los suelos de los invernaderos de la Clase 2 (Cañadas) la textura sea más fina, la CIC sea más elevada y se acumulen sodio, potasio y fósforo así como que en los suelos de los invernaderos de la Clase 3 (Greas) sé de la mayor salinidad y sodicidad, sugiere la existencia de mecanismos exógenos directos de acumulación de nutrientes.

Variabilidad en las características de los suelos en función de la antigüedad del cultivo en los invernaderos

Generalmente, ha sido reconocido el impacto negativo que la agricultura provoca sobre los suelos. No obstante, también es cierto que se sabe poco todavía acerca de la influencia que largos periodos de cultivo provocan sobre las propiedades o características del suelo. Algunos trabajos como los de Gil de Carrasco y Ramos Miras (2002), Klimowicz y Uziak (2001) y Guzmán *et al.* (1991) inciden en esta problemática.

Con este mismo fin, en el presente trabajo se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) respecto a la evolución temporal de las características edáficas en los suelos de los invernaderos procedentes de los sedimentos de las Cañadas. De nuevo, es conveniente señalar que dada la inexistencia de antecedentes y estudios sobre este tema en los suelos de los invernaderos del Poniente Almeriense, para la realización de este análisis la única posibilidad ha sido agrupar los suelos en función de su antigüedad de cultivo a través de las encuestas realizadas a los agricultores en el momento en que se llevó a cabo el muestreo (Ramos Miras, 2002).

Considerando que la heterogénea naturaleza de los materiales de los suelos, anteriormente demostrada, podía influir en los resultados, se estimó conveniente restringir este análisis únicamente a los suelos de los invernaderos procedentes de los sedimentos aportados de las Cañadas ya que son los más representativos y muchos de ellos los de mayor antigüedad en el cultivo, asimismo disponíamos de muestras de sedimentos recogidas en las mismas canteras de las cuales se extrajeron los materiales para la construcción de los suelos de invernadero. Se utilizó como criterio de agrupación los años de cultivo según se ha descrito en el apartado de material y métodos. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.

En esta tabla se puede observar que conforme se incrementa la antigüedad del cultivo en los invernaderos, las fracciones de arcilla y limo de los suelos sufren una disminución progresiva, observándose diferencias estadísticamente significativas entre el grupo de suelos control o naturales (Clase 0) y los que poseen más años dedicados al cultivo (Clases 1, 2 y 3). Este mismo patrón de comportamiento lo siguen propiedades como Mg^{2+} y Na^+ de cambio y el PSI.

En la Tabla 4 también se observa un aumento del contenido de carbono orgánico, nitrógeno total y relación C/N al incrementarse los años de cultivo, con diferencias que son estadísticamente significativas entre los suelos con más años dedicados al cultivo en invernadero (Clases 2 y 3) y los suelos controles o naturales (Clase 0). Este mismo patrón de comportamiento se ha obtenido muy claramente para el contenido de fósforo asimilable.

Al mismo tiempo, también se observa una tendencia al aumento con los años de cultivo del contenido de la fracción arena, del K cambiante, del K asimilable, de la CIC y del carbonato cálcico así como una disminución con el tiempo de la capacidad de retención de agua disponible y de la CE. Como era lógico

TABLA 4. Análisis de la varianza de las principales propiedades físicas y físico-químicas de los suelos cuyo material procedía de Cañadas agrupados según los años de cultivo del invernadero. Clase 0: suelos control, Clase 1: suelos de menos de 10 años, Clase 2: suelos de 10 a 19 años y Clase 3: suelos con 20 años o más de cultivo. Esta información se obtuvo a partir de encuestas realizadas a los agricultores.

	Análisis de medias (test de rango múltiple. método LSD)				ANOVA		
	Clase 0* 13 suelos	Clase 1* 28 suelos	Clase 2* 26 suelos	Clase 3* 17 suelos	F-ratio*	P-value*	Grupos con diferencias significativas superiores al 95% del nivel de confianza
Arcilla (%)	44,74	34,53	31,12	30,64	4,83	0,0042	(0-1) (0-2) (0-3)
Limos (%)	20,16	45,96	36,01	34,03	3,56	0,0185	(0-1) (0-2)
Arenas (%)	24,36	27,61	29,82	32,80	0,62	0,6039	—
CO (%)	0,21	0,49	0,62	0,75	5,27	0,0024	(0-2) (0-3) (1-3)
N (%)	0,06	0,08	0,08	0,10	4,53	0,0059	(0-3) (1-3) (2-3)
Relación C/N	3,65	6,36	7,20	7,41	4,00	0,0108	(0-1) (0-2) (0-3)
Ca ²⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	28,19	31,06	29,94	28,15	0,77	0,5119	—
Mg ²⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	5,69	3,76	4,11	3,50	2,52	0,0646	(0-1) (0-2) (0-3)
Na ⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	2,00	1,26	1,09	0,98	6,85	0,0004	(0-1) (0-2) (0-3)
K ⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	0,44	0,92	1,10	1,11	1,38	0,2549	—
CIC (cmol _c .kg ⁻¹)	8,02	8,37	9,09	9,29	0,53	0,6658	—
PSI (%)	19,54	13,62	12,19	11,14	5,18	0,0027	(0-1) (0-2) (0-3)
PH _{H2O}	8,60	8,02	8,13	7,97	1,75	0,1812	—
CE ₂₅ (dS m ⁻¹)	2,23	1,94	1,75	1,90	0,60	0,6148	—
P ₂ O ₅ (mg 100g ⁻¹)	7,86	21,58	23,68	27,68	3,38	0,0226	(0-1) (0-2) (0-3)
K ₂ O (mg 100g ⁻¹)	20,49	49,06	51,65	52,13	0,99	0,4007	—
CaCO ₃ (%)	21,23	31,66	32,22	37,33	0,08	0,9703	—

(*) Antigüedad cultivo: Clase 0 = Sedimentos recogidos en las cañadas; Clase 1= suelos de cañada con menos de 10 años de cultivo en los invernaderos; Clase 2 = suelos de entre 10 y 19 años de cultivo; Clase 3 = suelos con 20 o más años de cultivo en los invernaderos.

esperar la concentración de Ca cambiante no muestra ninguna tendencia.

Todos estos cambios que parecen haber experimentado las características físicas y químicas de los Antrosoles cúmulos del Poniente Almeriense por causa del tiempo dedicado al cultivo, resultan relativamente fáciles de explicar. En efecto, la disminución del contenido de arcilla y de limo de forma paralela al incremento de la arena, estará relacionada con las labores agrícolas en los invernaderos: pisoteo continuado del suelo, laboreo y, especialmente, a la desaparición paulatina de las labores de retranqueo, desplazado por la aplicación puntual de enmiendas orgánicas (sólidas y/o líquidas) y que han favorecido la mezcla progresiva de la capa

arenosa superficial y la capa arcillosa subsuperficial, que conforman el suelo típico de estos invernaderos.

Los incrementos del contenido de carbono orgánico, nitrógeno total, potasio y especialmente el fósforo asimilable son fácilmente asociados al aporte continuado año tras año de enmiendas orgánicas y de fertilizantes. En lo que se refiere a la CIC, ese ligero incremento que experimenta con los años se explica por el incremento paralelo que sufre el contenido de MO, al igual que ocurre con el contenido en N total, probablemente como consecuencia de la estabilización progresiva de la MO favorecida por la riqueza en carbonatos de los suelos.

La disminución observada con los años de cultivo para los valores del PSI y del Na cambiante, junto a la tendencia a disminuir de la CE resultan difíciles de justificar, teniendo en cuenta el elevado aporte de agroquímicos a los suelos de invernadero (Tabla 2), aunque se pueden explicar relacionándolos con las prácticas agrícolas que favorecen su disminución y, asimismo, los elevados valores encontrados en los suelos control podrían indicar que se trata de un rasgo heredado del material original (Tabla 4).

Los resultados obtenidos tras este análisis ponen de manifiesto la existencia de diferencias estadísticamente significativas para la mayor parte de las variables edáficas entre las cuatro clases temporales de los invernaderos. Estas diferencias indican, con suficiente claridad, que las características de los suelos experimentan cambios importantes paralelamente al incremento de los años de cultivo en los invernaderos. Cambios, que por otra parte, solo pueden relacionarse con la intensidad de cultivo y/o la agresividad de las prácticas culturales habituales en el manejo del suelo de los invernaderos del Poniente Almeriense. Unos, como el caso de la disminución del contenido de arcilla, de la capacidad de retención de agua disponible y del Mg^{2+} de cambio así como la acumulación de nutrientes como el P son, indudablemente, perjudiciales y deben ser evitados. Otros, como el aumento del carbono orgánico, de la CIC y del K así como la disminución de la CE, del Na de cambio y del PSI se pueden considerar, en cambio, beneficiosos. La disminución con el tiempo de cultivo de estos tres últimos parámetros es de gran interés y debería ser objeto de una investigación posterior más detallada.

CONCLUSIONES

Los suelos cultivados en los invernaderos del Poniente Almeriense poseen una influencia antrópica acentuada por lo que se

clasifican como Antrosoles cumúlicos. A partir de encuestas realizadas a los agricultores, se han establecido tres grupos de invernaderos según el origen del suelo: Autóctonos, Cañada y Greas. Se caracterizan por presentar una textura franca a franco-arcillosa, son suelos ricos en carbonatos, saturados en bases, de reacción ligeramente básica a básica. Tienen unos contenidos de carbono orgánico y de nitrógeno muy bajos. Como consecuencia poseen una baja capacidad de intercambio catiónico. Presentan una baja salinidad, mientras que el PSI resulta algo elevado. Los contenidos medios de potasio y fósforo asimilables son generalmente elevados. Estas características, en conjunto, determinan unas propiedades físicas y fisico-químicas poco adecuadas, tanto desde el punto de vista agronómico como desde el punto de vista ambiental.

Se ha estudiado la influencia del origen del suelo del invernadero sobre la variabilidad de las propiedades edáficas mediante un análisis estadístico (ANOVA) agrupando los invernaderos según su origen. Los resultados muestran la existencia de bastantes diferencias significativas entre los tres grupos. Así, los suelos de Cañada y Autóctonos son más arcillosos, más ricos en carbono orgánico y nitrógeno que los procedentes de Greas; presentando, además, mayores contenidos en arena, potasio y fósforo asimilable. Las Greas también presentan los niveles más elevados de salinidad y sodicidad debido a su origen marino.

También se ha estudiado la influencia que el tiempo dedicado al cultivo del invernadero ha provocado sobre las propiedades del suelo originado con sedimentos extraídos de las Cañadas. Este estudio demuestra que conforme se incrementan los años de cultivo se produce una disminución significativa de su contenido de arcilla, limo, Mg^{2+} , Na^+ y PSI así como un aumento también significativo del contenido de carbono orgánico, N total y P asimilable. Estos hechos se han aso-

ciado a las labores agrícolas indicando la acumulación en el suelo de nutrientes como el P debida a la excesiva utilización de fertilizantes y sugiere que puede haber una contaminación exógena directa de otros elementos poco solubles. También indican un impacto beneficioso sobre los procesos de salinización y sodificación ya que la salinidad sólo afecta a un 3% de los suelos de invernadero y la CE del extracto de saturación, el Na de cambio y el PSI presentan una disminución significativa con el paso de los años dedicados al cultivo. No obstante, estos resultados deben confirmarse con posteriores estudios acerca de las características de la solución del suelo y de la calidad de las aguas subterráneas de la zona.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo ponen de manifiesto que el mantenimiento y la mejora de las propiedades edáficas de los suelos de los invernaderos de Almería es fundamental para favorecer una capacidad de retención de nutrientes apropiada y un buen poder de filtrado, tan importantes desde el punto de vista agronómico como ambiental. En este sentido, la recuperación de la práctica de “retranqueo” en este agroecosistema se considera un buen principio para mejorar la calidad global de estos suelos, así como para reducir la excesiva utilización de fertilizantes inorgánicos y minimizar el aumento de la acumulación temporal de elementos que pueden llegar a ser perjudiciales como el fósforo y el sodio.

AGRADECIMIENTOS:

Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación recibida de la FIAPA. Asimismo los autores agradecen a D. Mario Ortega Gutierrez, técnico de la cooperativa Santa María del Águila (El Ejido), su colaboración y ayuda.

REFERENCIAS

- Barahona E. (1984). Determinaciones analíticas en suelos. Normalización de métodos IV. Determinación de carbonatos totales y caliza activa (Grupo de trabajo normalizado de métodos analíticos). En actas del congreso nacional de la ciencia del suelo. Madrid, I:53-67.
- Boluda, R., Quintanilla, J. F., Bonilla, J. A., Sáez, E., Gamón, M. (2002): Application of the Microtox test and pollution indices to the study of water toxicity in the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Chemosphere*. 46, 355-369.
- Díez, J. A. (1999): Optimización de la fertilización nitrogenada: procedimientos de análisis de suelo, toma de muestra y elección del tipo de fertilizante. *Edafología*. 6, 73-84.
- Felipó M. T. y Garau M. A. (1987) La contaminación del sòl. Procés de degradació del medi edàfic i de l'entorn. Quaderns d'Ecologia Aplicada. Nº 12. Diputació de Barcelona. Servei del Medi Ambient.
- García Lorca A. (1998). El modelo de la Agricultura Almeriense. 26 pp. En Desarrollo de una agricultura sostenible en el Medio y Bajo Almanzora. Junta de Andalucía. Sevilla
- Gil de Carrasco, C. y Ramos Miras, J. J. (2001): Repercusiones de la horticultura intensiva sobre las características y calidad de los suelos cultivados en los suelos de los invernaderos del poniente almeriense. Agricultura, Agua y Sostenibilidad en la provincia de Almería (ISBN:84-607-4163-X): Ed. Poseidonia y Junta de Andalucía. pp. 79-98.
- Guzmán, M.; Gil de Carrasco, C. y Romero Monreal, L. (1991) Factors affecting critical nutrient concentration in plants and their evaluation in greenhouses of the mediterranean area. *Internat. Journ. of Experimental Botany*, 52 (2):125-139.

- Hayward E.W., Piper C.S. y Jakson R.K. (1973). *Soils and Plant analysis*, Interscience Publishers, New York.
- Higgs, B., Johnson, A. E., Salter, J. L., Dawson, C. J. (2000): Some aspects of achieving sustainable phosphorus use in agriculture. *J. Environ. Qual.* 29, 80-87.
- Klimowicz Z. y Uziak S.(2001). The influence of long-term cultivation on soil properties and patterns in an undulating terrain in Poland. *Catena* 43:177-189
- Kononova M.M. (1982) *Materia orgánica en el suelo*. Oikos-Tau. Barcelona 365 pp.
- Ortega Gutierrez, M. (2000): Comunicación personal. Técnico de la Cooperativa Sta. María del Águila de El Ejido (Almería).
- López Ritas J. y López Melida J. (1985). El diagnóstico de suelos y plantas: Métodos de campo y laboratorio. 4ª edición rev. y amp. Ed.Mundi-Prensa. Madrid.
- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA) (1994). *Métodos Oficiales de Análisis Tomo III*. Serv. Public. MAPA. Madrid.
- Ministerio de Obras Publicas y Turismo (MOPT). (1991). *Medio Ambiente en España 1990*. Madrid.
- Porta J., López-Acevedo M. y Roquero C. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ediciones Mundiprensa, Madrid.
- Pulido Bosch A., Navarrete F., Molina L. y Martinez Vidal J.L. (1989). Caracterización hidrogeoquímica del campo de Dalías. IARA-Dpto. Analítica y Geodinámica de la Universidad de Almería. 285 pp.
- Pulido Bosch A., Sensi S., Molina L., Vallejos A., Calaforra J.M. y Pulido Lebouf P. (2000). Nitrates as indicators of acuífer interconnection. Application to the Campo Dalías (SE-Spain). *Environmetal Geology* 39(7):791-799.
- Ramos Miras J.J.(2002). Estudio de la contaminación por metales pesados y otros procesos de degradación química de los suelos de invernadero del poniente almeriense. Tesis doctoral. Universidad de Almería.
- Richards L.A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils*. United States Salinity Laboratory Staff. Agriculture Handbook, N° 60, U.S. Dept. agric. Washington.
- Richards L.A. (1947). Pressure-Membrane apparatus, construction and use. *Agric. Engin.* 28:451-454.
- Richards L.A. y Weaver L.R. (1944). Moisture retention by some irrigated soils-moisture tension. *Jour. Agr. Res.* 69:215-235.
- Sanjuan Estrada J.F. (2001). Análisis de la evolución de la superficie invernada en la provincia de Almería mediante Teledetección de imágenes hemático Mapper (TM) del satélite Landsat, desde la campaña 1984/1985 hasta la campaña 1999/2000. Ed. Isabel María Cuadrado Gomez. pp:45.
- Santos F. (1979). Estudio geológico y edafológico del sector Montiel-Alcaraz-Bienservida. Tesis Doctoral. Univ. Granada.
- Soil Conservation Service. (1972). *Soil Survey manual*. Dept. Agric. De los EUA. Washington.
- Stigliani W.M., Doelman P., Salomons W., Schulin R., Smith G.R.B. y Van der Zee S. (1991). Chemical Time Bombs. *Environment* 33(4): 5-28 (7 pp).
- Thompson R.B., Gallardo M. y Jimenez C. (2002). Assesing risk nitrate leaching from the horticultural industry of Almeria, Spain. *Acta Horticulturae* 571, 243-245.

CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE SUELOS DESARROLLADOS SOBRE TURBIDITAS EN MENORCA

M. GARCÍA RODRÍGUEZ, M. P CARRAL GONZÁLEZ, A.M. ÁLVAREZ GONZÁLEZ, R. JIMÉNEZ BALLESTA

Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma. 28049 Madrid.

Abstract. Since there are no previous studies about soils that have developed on turbidites, the following paper constitutes a comprehensive study of four profiles developed on these materials in the Eastern side of Minorca Island. The zone where these profiles are located is used for different activities. For the execution of this work, factors of soils formation, physicochemical characteristics and agrologic properties of all of them have been analysed. The study shows two different zones, for their morphological position that has a bearing on the genetic development, but not in their vocation of use. High bulk densities and low available water contents make them nonuseful for culture. A smaller erosion degree is noted in soils that conserved their natural vegetal cover. Although these soils have been little development, the differences observed allow the classification of each of them at family level.

Key words: Soils, turbidites, Menorca, genesis.

Resumen. Ante la carencia de estudios previos de suelos desarrollados sobre turbiditas se procede a un estudio detallado de 4 perfiles desarrollados sobre estos materiales en el extremo oriental de la Isla de Menorca. La zona donde se ubican los mismos está dedicada a diferentes usos. Para la realización del trabajo se han analizado los factores formadores, las características físico-químicas y las propiedades agro-lógicas de cada uno de los suelos. El estudio da como resultado dos zonas diferenciadas por su posición morfológica, que incide en el desarrollo genético pero no en la vocación de uso. Las altas densidades aparentes y los bajos contenidos en agua disponible les hace no útiles para la agricultura. Se observa menor grado de erosión en los suelos que mantienen su cubierta vegetal natural. A pesar de ser suelos con escaso desarrollo, las diferencias observadas permiten la clasificación de cada uno de ellos al nivel de familia.

Palabras Clave: Suelos, turbiditas, Menorca, génesis.

INTRODUCCIÓN

El objetivo primordial de este trabajo es el estudio de suelos desarrollados sobre turbiditas. Material geológico con escasa presencia en la geografía española y estudiado exclusivamente desde el punto de vista estratigráfico (Martín Algarra *et al*, 1992; Aguado *et al*.1991; Cózar y Rodríguez 2000; Aranda

Gómez *et al*, 2000) pero con apenas estudios edáficos que incluyan estas rocas como materiales originarios de suelos.

El término "turbidita" se aplica a una alternancia de materiales (capas de areniscas y de arcillas fundamentalmente) con una estratificación muy regular debida a corrientes de turbidez que se depositan en los bordes inferiores de los taludes continentales y

en las llanuras abisales. Sus capas se caracterizan por poseer una cierta ritmicidad, por tener contactos planos paralelos entre ellas y una estructura interna primaria muy característica.

Existen dos tipos de turbiditas: las turbiditas carbonáticas, que están formadas por calizas micríticas de color negruzco, originadas por sedimentación, a partir de suspensiones turbulentas diluidas y turbiditas de origen siliciclástico derivadas de plataformas deltaicas que son las que más abundan en la zona de estudio, dando lugar a propiedades edafoquímicas netamente diferentes (Corrales *et al.*, 1977).

Las turbiditas sobre las que están desarrollados los suelos estudiados son litológica-

mente una mezcla de areniscas, arcillas y margas en proporciones variables que dependen exclusivamente de que sean facies más proximales o más distales al área fuente.

Menorca, isla que pertenece al archipiélago Balear, (Figura 1) se divide en dos regiones diferenciadas por sus rasgos geológicos; la región del Norte, que es la *Tramuntana*, de carácter montañoso, dominada por materiales paleozoicos y mesozoicos siliciclásticos, de colores rojizos y pardos, que presentan relieves seniles. La zona del sur, *Migjor*, está dominada por materiales cenozoicos calcáreos y pedregosos, con menor variedad litológica que la zona norte.



FIGURA 1: Mapa de situación y localización de perfiles

El área de estudio se localiza en el extremo oriental de la región de la Tramuntana, cuyo relieve está constituido por vertientes escarpadas coronadas por superficies de erosión, con torrentes de fondo de valle en "V" y por una extensa red de valles abandonados. Ni por el relieve ni por el clima los cursos de agua son constantes, estos torrentes sólo se ven inundados en momentos determinados y de escasa duración.

La climatología es netamente mediterránea con precipitaciones relativamente elevadas en otoño, y una alta sequedad en verano, con precipitaciones medias anuales de 637 mm. La temperatura media anual de Mahón es de 17° C, con inviernos, en los que las medias no bajan de los 10° C. El mes más frío es enero y el más cálido agosto con una media de entre 24° y 25°C. La insolación es abundante como corresponde al clima Mediterráneo lo que conduce a un régimen de humedad xérico y un régimen de temperatura méxico en el suelo (Sousa, 1988; Elías, 1977).

La vegetación potencial pertenece al piso termomediterráneo, constituido por los grupos de series lenticares y sabinares, aunque en la actualidad se encuentra muy degradada.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha llevado a cabo una descripción macromorfológica de 4 perfiles, considerados representativos, según la normativa FAO (1990). El estudio de campo ha sido especialmente minucioso debido a la escasa documentación edáfica que hay sobre las turbiditas como material originario. Se muestrearon y analizaron los distintos horizontes según la metodología rutinaria utilizada por el laboratorio de suelos de USDA (1972) determinándose en ellos los valores de: pH, conductividad eléctrica, textura, materia orgánica, carbonatos, densidad real y aparente, porosidad, capacidad de intercambio catiónico y mineralogía de arcillas. Se realizaron curvas pF con la ayuda de un equipo de Placa de

Presión para calcular la capacidad de campo, el punto de marchitez y el agua útil; el estudio mineralógico se realizó por difracción de rayos X, método del polvo cristalino en un equipo Philips con tubo de cobre, monocromador de grafito y rendija automática, efectuando agregado orientado sometido a pruebas de hinchamiento con etilenglicol y de colapsamiento a 550°. También se ha efectuado una evaluación de la capacidad de uso de los suelos mediante los índices de STORIE, 1970 y de RIQUER-BRAMAO-CORNET, 1970.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del estudio macromorfológico de estos suelos, (Tabla 1 y Figura 2), se desprende distinto grado de evolución debido a las diferentes posiciones topográficas, ya que el material originario, turbiditas siliciclásticas, el clima, xérico-mésico, y la vegetación, termomediterránea, les son comunes. Al ser el elemento diferenciador la posición de los suelos se hizo un estudio de campo más detallado que incluyó las peculiaridades de cada perfil (Figura 2). De la información contenida en la misma se puede resaltar que los suelos más desarrollados son los que se encuentran en las superficies topográficas más estables P1 y P2, que han perdido su vegetación natural a favor de una utilización agrícola, presentando una microtopografía nivelada. Comparando estos dos suelos, el horizonte B cámbico del perfil 2 tiene mayor espesor que el correspondiente al perfil 1, por encontrarse en una zona de llanura aluvial, presentando un horizonte Cg con manchas de color 2.5Y 5/4 en la zona inferior, que evidencian signos de hidromorfía.

TABLA 1: Características macromorfológicas de los perfiles

PERFIL	HORIZONTE	PROFUN- DIDAD	COLOR SECO	TEXTURA	ESTRUCTURA	CONSISTENCIA (SECO-HUMEDO)	LIMITE	OBSERVACIONES
1	Ap	0-12	10YR 6/2	Areno-franca	Bloques subangulares media, muy desarrollados	Extremadamente duro-muy firme	Gradual y ondulado	Presenta cavidades y baja porosidad
	Bw	12-32	2.5Y 5/4	Areno-franca	Bloques subangulares media, muy desarrollados	Extremadamente duro-muy firme	Gradual y ondulado	Fragmentos de roca angulares de arenisca
	C	32-70	10YR 6/4	Areno-franca	Bloques subangulares media, muy desarrollados	Extremadamente duro-muy firme	Gradual y ondulado	Muchos fragmentos de roca
2	Ap	0-15	10YR 6/6	Arcillo-arenosa	Bloques subangulares gruesa, muy desarrollados	Extremadamente duro-firme	Gradual y ondulado	Pocos fragmentos de roca
	Bw	15-53	10YR 6/4	Arcillo-arenosa	Bloques subangulares media, moderadamente desarrollados	Muy duro-firme	Gradual y ondulado	Baja porosidad
	Cg	53-85	10YR 6/4	Arcillo-arenosa	Bloques subangulares de media a gruesa, moderadamente desarrollados	Muy duro-firme	Gradual y ondulado	Frecuentes manchas pardo amarillentas incómitas y difusas
3	Ap	0-10	10YR 5/4	Arenosa	Bloques subangulares media, muy débilmente desarrollados	Muy duro-firme	Gradual e irregular	Poca actividad biológica
	C1	10-45	10YR 5/4	Arenosa	Bloques subangulares gruesa, fuertemente desarrollados	Muy duro-firme	Gradual e irregular	Abundantes fragmentos de roca, pocos poros
	C2	>45	10YR 6/4	Arenosa	Bloques subangulares gruesa, fuertemente desarrollados	Muy duro-firme	Gradual e irregular	Frecuentes poros muy finos
4	Ap	0-19	10YR 3/3	Arcillo-limosa	Bloques subangulares gruesa, débilmente desarrollada	Ligeramente blando-friable	Brusco e interrumpido	Fragmentos de roca abundantes y pedregosidad superficial

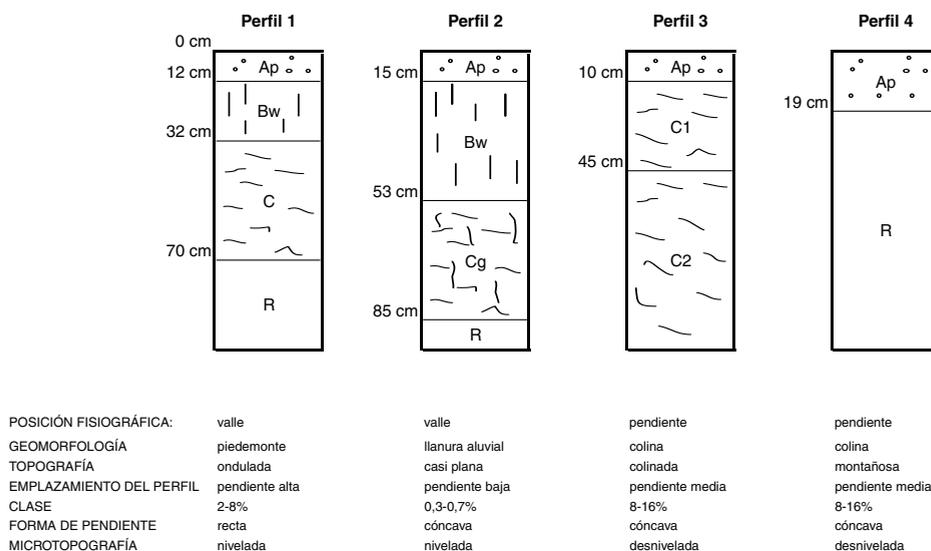


FIGURA 2: Descripción macromorfológica de los perfiles

Los perfiles 3 y 4 muestran un menor desarrollo del *solum*, una microtopografía desnivelada y pendientes del orden del 8 al 16%, visiblemente superiores a las de los perfiles anteriores. En el perfil 3 se observan dos horizontes C debidos a coluvionamientos de la propia turbidita cuya potencia supera el metro. El horizonte superficial del perfil 4 se desarrolla sobre la propia roca madre.

Los resultados de los análisis físico-químicos de los suelos están reflejados en la tabla 2. Los valores de pH presentan carácter neutro que se basifica ligeramente con la profundidad por acumulación de las bases lixiviadas. Las conductividades eléctricas son medianamente elevadas en los horizontes superficiales, debido probablemente a la contaminación marina. Los contenidos en materia orgánica son bastante elevados teniendo en cuenta la climatología y la vegetación, por lo que esos valores podrían ser debidos a la antropización que soportan estos suelos o a su carácter relicto. Nosotros hemos podido observar en las proximidades de

Madrid un epipedón móllico sobre materiales lacustres.

No se observan contenidos en carbonatos en ningún suelo dado el origen siliciclástico de estas turbiditas y al bajo grado de alteración.

La textura es limosa en todos los perfiles. Abundan los elementos más finos en los suelos 1 y 2; los perfiles 3 y 4, dado su carácter coluvionar, son más arenosos.

Los valores de capacidad de intercambio catiónico son acordes con los contenidos en materia orgánica y porcentaje y tipo de arcilla aunque los valores de capacidad de cambio no son muy elevados, los suelos están completamente saturados.

Las densidades aparentes se hacen mas elevadas con la profundidad, reduciéndose con ella el porcentaje de poros; hay valores que se consideran más altos de lo normal, teniendo en cuenta los datos bibliográficos (Narro Farías, 1994) que indican un valor máximo de 1,8 gr/cm³ para una clase textural arenosa. Los valores que presentan estos sue-

TABLA 2. Resultados de los análisis físico-químicos de los perfiles

PERF. HOR.	pH		CE dS/cm	MO %	CO %	TEXTURA		CIC	V %	DR gr/cc	DA gr/cc	pF 33	pF 1500	Porosidad	Agua útil	Mineralogía Arcillas		
	Agua	KCl				Arena	Limo Arcilla											
1	Ap	7,5	7	0,252	2	0	29	45,7	25,3	9,25	100	2,27	1,66	11,4	11,3	26,9	0,1	Illita 60% y esmectita 40%
	Bw	7,5	6,8	0,184	1,8	0	20,4	52,4	26,2	7,57	100	2,32	1,57	23,9	10,8	32,3	13,1	
	C	7,8	7,2	0,2	0,5	0	28,6	37,3	24,1	7,99	100	2,38	1,79	19,3	11,9	24,8	7,4	
2	Ap	7,6	7,4	0,451	2,2	0	30,1	50,3	19,6	11,77	100	2,28	1,74	23,3	11,2	23,7	12,1	Illita 70% y caolinita 30%
	Bw	8,0	7,6	0,232	2,2	0	34,6	43,2	22,2	9,25	100	2,38	1,68	23,2	11,6	29,4	11,6	
	Cg	8,3	7,8	0,126	1	0	30	43,3	26,7	7,99	100	2,38	1,73	19,2	12,2	27,3	7	
3	Ap	7,2	6,6	0,104	1,3	0	44,8	40,4	14,8	12,01	100	2,29	1,56	22,4	13,9	31,9	8,5	Illita 60, caolinita 30 y esmectita 10%
	C1	6,6	5,5	0,062	0,7	0	40,2	35,2	24,6	10,35	100	2,23	1,8	14,4	9,6	18,5	4,8	
	C2	7,3	5,6	0,057	0,4	0	47,7	28,2	24,1	12,84	100	2,4	1,88	15,8	9,3	21,7	6,5	
4	Ap	7,2	6,6	0,174	3,7	0	41,2	41,8	17	7,96	100	2,39	1,69	17,5	10,3	29,3	7,2	Illita 80 y caolinita 20%

los en los horizontes superiores rondan 1,7 gr/cm³ por lo que se podrían considerar no aptos para el uso agrícola debido a la compactación que impide una buena penetración radicular, posiblemente por la degradación de los agregados debido al uso abusivo de la maquinaria agrícola y a la práctica inadecuada de la labranza que puede generar una capa endurecida justo por debajo del suelo arado.

Del estudio de las curvas características de humedad se deduce el porcentaje de agua

útil para cada perfil. Dichos porcentajes son mayores en los perfiles 1 y 2, coincidiendo con los horizontes superficiales de mayor porosidad. Todas las curvas son muy semejantes debido a la escasa diferenciación textural dentro de cada suelo (Figura 3). El bajo contenido en agua útil que presentan los horizontes Ap de los perfiles 3 y 4, se explica por el carácter arenoso de los mismos.

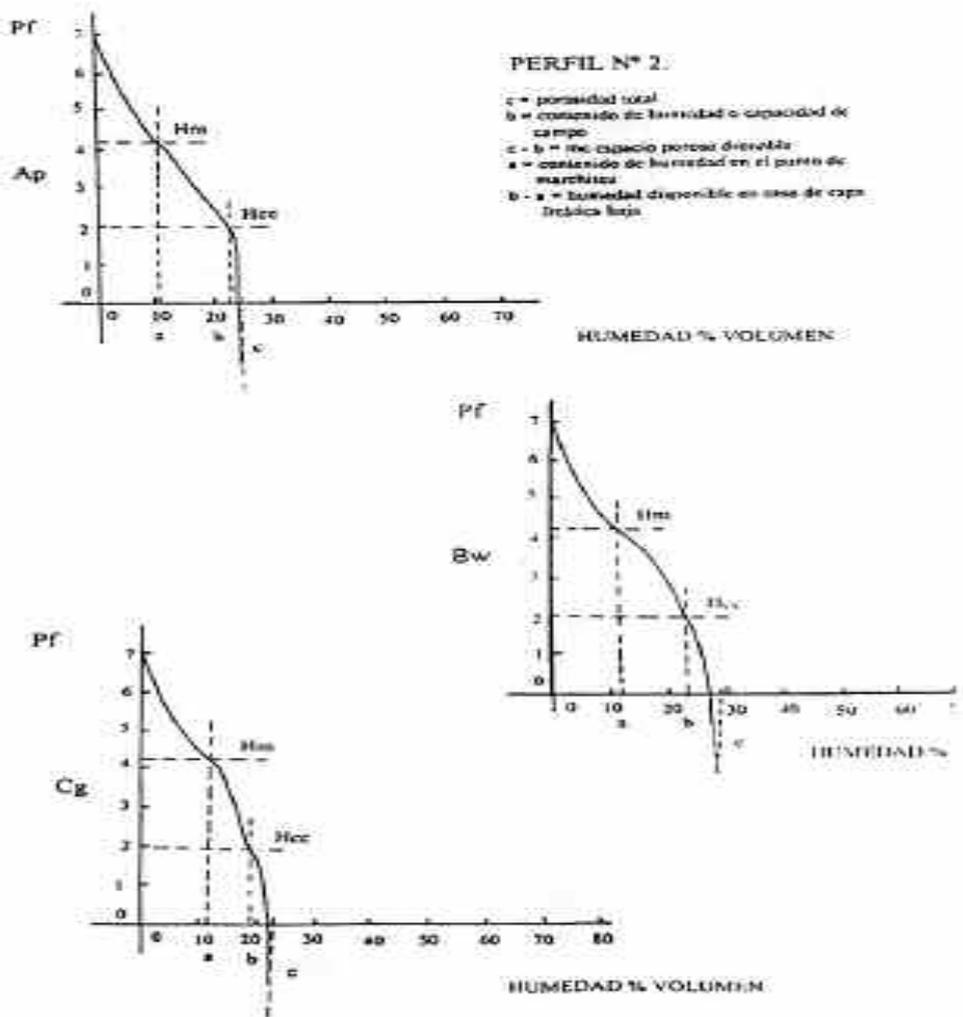


FIGURA 3: Curvas de retención de humedad, correspondientes al perfil 2

Los minerales de la arcilla predominantes en todos los perfiles son: illita y caolinita; salvo para el perfil 1 donde la esmectita es dominante sobre la caolinita.

En la tabla 3 se recogen las propiedades agrológicas que se han observado directamente en el campo, destacando que los perfiles 1 y 2 han perdido su vegetación original y ha sido sustituida por cultivos cerealísticos, mientras que los perfiles 3 y 4, con menor profundidad útil, presentan una vegetación mejor conservada, mas tupida para el perfil 3, de arbustos enanos que, en el caso de éste último, está constituida fundamentalmente

por encina, coincidiendo con la abundancia de afloramientos rocosos que ha impedido el uso de maquinaria agrícola.

A la vista de las observaciones sobre el terreno la intensidad de la erosión es una variable relacionada con la clase de pendiente y el tipo vegetación. La erosión en el perfil 1 es mayor que en el 2, siendo proporcional a la clase de pendiente, aunque ambos soporten el mismo tipo de cultivo. En el perfil 3 se observa una menor intensidad de erosión que en el 4 por mantener mayor cubierta vegetal natural a pesar de tener los dos la misma clase de pendiente.

Tabla 3: Propiedades agrológicas.

	PERFIL 1	PERFIL 2	PERFIL 3	PERFIL 4
Cubierta vegetal	0%	0%	40-80%	15-40%
Tipo de vegetación	sin vegetación	sin vegetación	arbusto enano	arbusto enano
Especies	0	0	encina	encina
Cultivo	trigo	trigo	no cultivado	no cultivado
Drenaje	imperfecto	pobre	algo excesivo	bueno
Drenaje interno	lento	moderado	moderado	moderado
Drenaje externo	lento	lento	rápido	rápido
Condiciones de humedad	seco	húmedo	seco	seco
Pedregosidad	mucha	poca	abundante	dominante
Tamaño de piedras	gravas gruesas	gravas medias	gravas gruesas	gravas gruesas
Afloramientos rocosos	ninguno	ninguno	dominantes	abundantes
Distancia entre afloramientos	0	0	> 1000m	< 3m
Frecuencia de inundaciones	desconocida	anual	nula	nula
Periodo de inundación	0	1-15%	<1 día	<1 día
Uso del terreno	agrícola	agrícola	sin uso ni manejo	sin uso ni manejo
Profundidad útil	25-50 cm	50-100 cm	25-50 cm	0-25 cm
Influencia antrópica	arado	arado	vegetación alterada	sin influencia
Tipo de erosión	surcos	surcos	surcos	eólica
Intensidad de erosión	fuerte	moderada	moderada	severa
Evaluación del suelo SIR	34%	36%	36,50%	37,90%
Nivel de aptitud	marginalmente apto	marginalmente apto	marginalmente apto	marginalmente apto
Evaluación del suelo IP	8,20%	2,70%	0,20%	0,12%
Adecuación al cultivo	no adecuados	no adecuados	no adecuados	no adecuados

SIR=Índice de evaluación según método de Storie

IP= Índice de Productividad según método de Riquier-Bramao y Cornet

Hecha la evaluación de suelos con los métodos de Storie y Riquier-Bramao-Cornet, todos ellos presentan unos índices que oscilan entre 34-39,9%, que corresponden a una calificación de grado 4. Calificación que alude a suelos con poca amplitud de posibilidades agrícolas aconsejándose el uso de los mismos para pastos y/o recreo.

CONCLUSIONES

Los suelos desarrollados sobre estos materiales son delgados, con epipedones ócricos y escasa evolución genética aunque con rasgos diferenciables entre ellos.

El material de partida, turbiditas siliciclásticas, junto con la vegetación y la climatología no presentan características limitantes para el desarrollo de estos suelos, posiblemente la topografía sea un condicionante para la diferenciación genética.

La diferenciación no mejora las propiedades agrológicas de los suelos, todos presentan densidades aparentes altas y bajos contenidos de agua útil. La evaluación de los mismos da como resultado la inclusión de todos ellos en la clase 4, potenciándose la erosión a medida que se cultivan.

Considerado en conjunto todos los suelos estudiados, el que presenta el menor grado de erosión es aquel que mantiene el mayor porcentaje de vegetación natural (perfil 3).

Con el fin de conservar al máximo estos suelos, ya que el rendimiento agrícola es bajo, se aconseja la utilización de los mismos para uso exclusivamente paisajístico ó para pastoreo de baja densidad.

La clasificación según la Soil Taxonomy (SSS, 1998) hasta el nivel de familia y la Clasificación FAO es: Xerochrept típico esquelético-francosa/ Cambisol eútrico para el perfil 1; Xerochrept ácuico esquelético-francosa / Cambisol gleico en el perfil 2; Xerorthent típico fragmental / Leptosol eútrico, perfil 3 y 4.

REFERENCIAS

- Aguado, R; O'Dogherty, L.; Rey, J.; Vera, J.A. (1991): Turbiditas calcáreas del cretácico al norte de Vélez Blanco (zona subbética): bioestratigrafía y génesis. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 4/3-4, 271-304.
- Albentosa Sanchez L.M. (1989): El Clima y las aguas. Ed. Síntesis S.A. Aranda
- Gómez, J.J; Torres Hernández, J.R; Carrasco Núñez, P y Agullón Robles, J. (2000): Contrasting styles of laramide across west-central margin of the cretaceous val San Luis Potosí carbonate platform, México". *Rev. Mex. Ciencias geológicas*, vol 17, nº2.
- Corrales, I.; Rosell, J.; Sanchez, L.M.; Vera, J.A.; Vilas, L.(1977): *Estratigrafía*. Ed. Rueda.
- Cozar, P y Rodríguez, S. (2000): Precisiones sedimentológicas y bioestratigráficas en la Unidad del Fresnedoso, Área del Guadiato (Mississippiense, SO de España). *Bol. R. Soc. Hist. Nat. (Sec. Geol.)*, 96(1-2), 99-121.
- Earl Storie, R. (1970): *Manual de Evaluación de suelos*" Ed Union Tipográfica Editorial Hispano-Americana, México D:F
- Elías del Castillo, F. (1977): *Agroclimatología de España*". Cuaderno INIA nº 7.
- FAO.(1990): *Guidelines for Soil description*. 3rd Edición. FAO, Roma.
- FAO(1985) *Directivas: Evaluación de tierras para la agricultura en secano*. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Roma
- García de Pedraza, L. y Reija Garrido, A. (1994): *Tiempo y clima en España*. Meteorología de las autonomías. Ed. Dossat.
- ITGE. (1989): *Mapa Geológico de España*. Escala 1:25000. Hoja 647. Mahón.

- KEYS TO SOIL TAXONOMY. (1998): Eighth Edition. USDA, NRCS. Washington DC.
- MAPA(1994): Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Martín Algarra, A.; Ruiz Ortiz, P. A y Vera, J. A. (1992): Factores que controlan el depósito de las turbiditas cretácicas en la cordillera Bética". Rev. Soc. Geol. España. Vol 5, (53-80).
- Narro Farías, E. (1994): Física de suelos Ed. Trillas México 195pp.
- Riquier, J.; Bramao, L. Y Cornet, J.P. (1970): A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity. (AGL/TES/60/6), FAO, Roma.
- Sousa, R.(1988): Notas para una climatología de Mahón. Pbl. 45 del Inst. Nac. Meteorología.
- U.C.M. (1995): Dto. de Edafología, Facultad de Farmacia. Degradación y conservación de suelos. XX Reunión nacional de Suelos. 72-81 pag.
- USDA (1972): Soil Survey laboratory methods and procedures of collecting soil samples. Soil investigations Rep. N° 1. Washington.

INCIDENCIA DEL INCREMENTO DE TEMPERATURA DEL SUELO DURANTE LA QUEMA DEL MATORRAL SOBRE LA TEXTURA DE LA CAPA MÁS SUPERFICIAL DEL SUELO EN LAS “MACHAMBAS” DE CABO DELGADO (MOZAMBIQUE)

R. ESPEJO¹, V. GOMEZ¹, T. TEREFE¹, F. PEREGRINA, C. PÉREZ².

¹ Dept. Edafología. ETSI Agrónomos. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid
Email: respejo-@eda.etsia.upm.es

² GETINSA, Raimundo Fernández Villaverde, Madrid

Abstract. The influence of the temperature reached by the soil surface during burning of bushes in “*machambas*” of the province of Cabo Delgado (NE Mozambique) on the texture, and release of sand from the topmost surface was studied. Such a temperature, which never exceeded 275 °C, was found to be too low to affect the proportion of sand, which confirms the importance of the pH rise during the process.

Key words: Sand, soil temperature, “*machamba*”, haplic Ferralsol

Resumen. Se estudia la incidencia de la temperatura alcanzada en la superficie del suelo durante la quema del matorral en las “*machambas*” de la provincia de Cabo Delgado (NE de Mozambique) sobre la textura y la liberación de arena de la capa más superficial del mismo. Se encuentra que dicha temperatura, inferior a 275°C, no es suficiente como para afectar al porcentaje de arena, corroborándose la importancia de la subida del pH y la dispersión de los agregados en dicho proceso.

Palabras clave: Arena, temperatura suelo, “*machamba*”, Ferralsol háplico

INTRODUCCION

Cabo Delgado es la más septentrional de las provincias de Mozambique. Se sitúa entre los ríos Rowuma, que hace de frontera con Tanzania, y Lurio, que la separa de la provincia de Nampula, estando constituida por dos regiones litológicas, una plutónico-metamórfica, interior, y otra sedimentaria, entre la anterior y el canal de Mozambique; en esta última, los sedimentos proceden de la erosión de los materiales plutónicos y metamórficos de la primera (Fig. 1). Tanto en una como en

otra región litológica son muy frecuentes varios niveles de amplias plataformas de muy poca pendiente, separadas por valles que conforman el sistema de drenaje cuyos principales emisarios son los ríos Rowuma y Lurio. Con frecuencia en las plataformas de mayor extensión, principalmente en el dominio plutónico metamórfico, existen depresiones alargadas de carácter endorreico, más o menos dendriformes denominadas “*dambos*”, que por lo general se sitúan aguas arriba del inicio de un valle (Espejo *et al*, 2000).

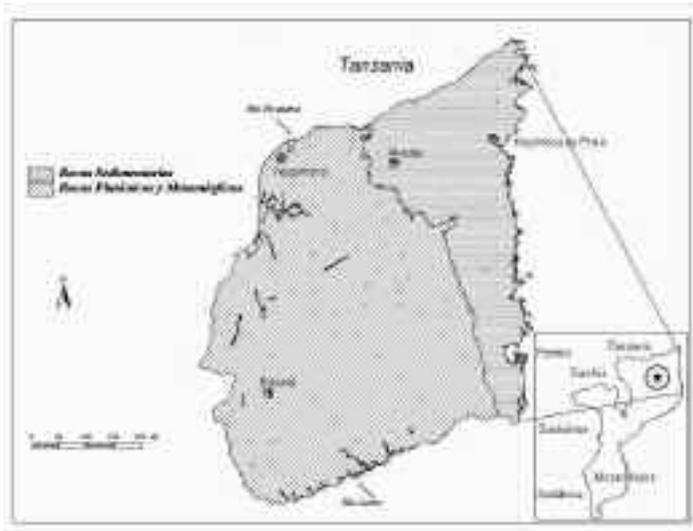


FIGURA 1. Esquema de la litología de la provincia de Cabo Delgado (Mozambique), según Espejo *et al.* (2000).

En gran parte de la superficie de las plataformas se practica una modalidad de agricultura itinerante en la que se quema el matorral, respetándose los árboles de mayor porte para otros usos, como combustible doméstico ó construcción. En la mayoría de los casos, previamente al inicio de estas labores, las empresas madereras han actuado deforestando el bosque preexistente; en cualquier caso, la biomasa afectada por la quema suele estar en forma de matorral. Estas superficies quemadas ó “*machambas*” se cultivan hasta que las extracciones de los cultivos y las pérdidas por lavado agotan los nutrientes liberados en la quema de la biomasa natural.

Este estudio surge de la necesidad de buscar una explicación a la presencia de una delgada capa superficial de arena suelta que se genera en los suelos de las plataformas y que arrastrada por las aguas de escorrentía se desplaza por las vertientes hacia el fondo de los valles y “*dambos*”. Estas arenas sueltas se generan en las plataformas con independencia del material litológico, siendo por lo

general claras en las zonas de rocas sedimentarias y plutónico metamórficas ácidas, en las que son frecuentes los suelos amarillentos y pardo-rojizos, y oscuras en las plataformas desarrolladas sobre rocas plutónico- metamórficas básicas y ultrabásicas, sobre las que se desarrollan suelos rojos (Fotografías 1 y 2). Lo anterior invalida en cierto modo un origen eólico de las arenas, improbable por otro lado por la lejanía de estas plataformas de las zonas arenosas próximas a la costa del canal de Mozambique.

Como explicación para la generación de estas arenas sueltas existe dos posibilidades. Una primera, contrastada con anterioridad (Espejo *et al*, 2001) está en el efecto provocado por la subida del pH en la capa más superficial del suelo como consecuencia del aporte de las bases contenidas en las cenizas de la biomasa. En la mayoría de los suelos ácidos de Cabo Delgado, se han generado unos microagregados estables en cuya génesis interviene el diferente carácter de la carga neta que presentan los minerales de la arcilla,



FOTOGRAFÍA 1: En las cunetas de los caminos se acumula la arena procedente de las plataformas. La fotografía está tomada en una plataforma de la zona de Balama desarrollada sobre rocas ígneas ácidas.



FOTOGRAFÍA 2: Arena negra constituida básicamente por minerales ferromagnesianos en zona de plataformas con suelos rojos desarrollados sobre rocas plutónico-metamórficas predominantemente básicas, también en el sector de Balama.

negativa, y de los oxihidróxidos de Fe, positiva (Espejo *et al.* 2000). La subida del pH cambia la carga de los oxihidróxidos a negativa e incrementa la carga neta negativa de las arcillas, principalmente caolinita, lo que favorece la desagregación que libera las partículas previamente agregadas. Otra explicación, que es la que se intenta validar en este trabajo, podía estar en el efecto que sobre la textura puede ejercer el incremento de la temperatura de la capa superficial debido a la acción del fuego. A este respecto, Sertsu y Sánchez (1978) y Ulery y Graham (1993) entre otros encuentran que los incendios forestales pueden afectar a la textura de la capa más superficial del suelo incrementando en la misma el contenido de arena en detrimento del de arcilla.

CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO

El estudio se ha realizado sobre un suelo procedente de la amplia plataforma de Mueda (NE de la zona sedimentaria) a 980 m de altitud y desarrollado sobre sedimentos arenosos de edad pliocena, bajo un matorral lauroideo degradado en una superficie previamente desforestada. La temperatura media anual en Mueda es de 21.4 °C; la precipitación media anual es de 1098 mm; ésta es marcadamente estacional y se produce principalmente entre enero y mayo. La evapotranspiración potencial (Penman) es de 1341 mm. El régimen de temperaturas del suelo es isohipertérmico y el de humedad ústico, (Espejo *et al.* 2000). La vegetación natural de la plataforma de Mueda, muy alterada por la deforestación y el uso agrícola, es un bosque perennifolio con un estrato arbóreo dominado en la actualidad por *Parinari curatellifolia* y otro arbustivo constituido básicamente por especies lauroideas. Predominan en ella los Oxisoles (typic Haplustox y typic Kandlustox) y Ultisoles (typic Kandistults), de color predominantemente amarillento, a

veces en el límite del carácter xántico (Soil Survey Staff, 1999)

Como información adicional, tomada *in situ* y referida al suelo de las "machambas", en el caso de los oxisoles y ultisoles amarillentos, inmediatamente después de la quema, debajo de las cenizas no se observa enrojecimiento en la superficie del suelo, excepto alrededor del tronco de algunos arbustos más desarrollados en los que el matiz pasa de 7.5YR a 2.5YR, evolución acompañada de un considerable incremento en el valor del chroma (Espejo *et al.* 2000). El porcentaje de superficie afectada por este cambio de color es muy pequeño, posiblemente inferior al 5%.

MATERIAL Y METODOS

Para estimar el efecto de la quema del matorral sobre la temperatura y textura de la capa más superficial del suelo, se seleccionó el horizonte A de un typic Haplustox/Ferralsol haplico (Soil Survey Staff, 1999/FAO 1998) de color amarillo, por ser más fácil apreciar en él la temperatura a la que comienza el enrojecimiento que en los ya inicialmente rojos, situado en el planalto de Mueda. La tabla 1 recoge algunos datos analíticos del mismo. Porciones de 100 g de tierra fina de la parte central del horizonte Ap de este suelo fueron sometidas a temperaturas de 100, 150, 200, 250, 275, 300, 350, 450, y 550 °C durante una hora, las dos primeras en una estufa de desecación, y el resto en un horno mufla. Las muestras se dejaron enfriar a la temperatura ambiente determinándose a continuación el color de cada una mediante una tabla Munsell y un colorímetro Minolta CR-200. Con posterioridad se determinó la textura dispersando previamente la muestra con hexametáfosfato sódico según Kilmer y Alexander (1949).

TABLA 1. Datos analíticos seleccionados del perfil. Según Espejo *et al.* 2000

Perfil	Horizonte	Profundidad /cm	Color (humedo) ^a	Textura ISSS				Limo/Arc	Principales minerales en la fracción Arcilla + Limo		
				Arena g.	Arena f.	Limo	Arcilla		Kaolinita	Hematite	Goetita
A-17	A1p*	0 - 2	7.5YR4.5/2	897	55	5	43	0.11	n.d.	n.d.	n.d.
	A1p	0 - 22	7.5YR2.5/1.5	825	55	5	115	0.04	xxx	--	x
	A2	22 - 47	7.5YR3/2	765	85	5	145	0.03	xxxx	--	xx
	AB	47 - 85	7.5YR3.5/3.5	640	105	5	250	0.02	xxxx	--	xx
	B1	85 - 130	5YR4/6	635	120	10	235	0.04	xxxx	--	xx
	B2	130 - 170	5YR4.5/7	615	110	15	260	0.05	xxxx	--	xx
	B3	170- 210	5YR4.5/7	640	105	15	240	0.06	xxxx	--	xxx
	B4	>210	5YR4.5/7	630	120	15	235	0.09	xxxx	--	xxx

* Capa superficial más arenosa ^a Medido en campo con tablas Munsell

RESULTADOS Y DISCUSION

La tabla 2 muestra los colores de las muestras medidos con tablas Munsell y con el Colorímetro, así como los datos medios de dos determinaciones de las texturas, después de haber sido sometidas al proceso de calentamiento.

Como puede observarse, tanto con las tablas Munsell como con el colorímetro sólo se aprecia enrojecimiento en las muestras que fueron calentadas a partir de los 275°C; quiere esto decir que la temperatura alcanzada durante el incendio del matorral en más del

95% de la superficie del suelo de la "machambas" es inferior a dicha temperatura, y que sólo en la superficie del suelo situado alrededor de los troncos de los arbustos de mayor porte se sobrepasa la misma. Estos datos confirman las observaciones de Zinke *et al.* (1978) y Kettering (2000) sobre la temperatura alcanzada por la superficie del suelo durante el incendio de diferentes tipos de vegetación. Es de destacar la bajada del brillo y del chroma en las muestras calentadas entre 150 y 250° C lo que achacamos al efecto de la carbonización de los restos orgánicos (Ulery y Graham, 1993). A partir de los 275°C se

TABLA 2. Color en seco y textura de muestras de la parte central del horizonte Ap después de ser calentadas a diferentes temperaturas.

Muestra (°C)	Color en seco		Textura (ISSS)		
	Munsell	Colorímetro	arena	limo	arcilla
Ap(25°C)	7.5YR2.5/1.5	7.8YR2.3/1.5	88	0.5	11.5
Ap (100°C)	7.5YR2.5/1.5	7.7YR2.1/1.5	nd	nd	nd
Ap (150°C)	7.5YR2.5/1.5	7.7YR1.9/1.4	89	0.5	10.5
Ap (200°C)	7.5YR2.0/1.5	7.5YR1.4/1.3	90	0.5	9.5
Ap (250°C)	7.5YR2.0/1.5	7.3YR1.3/1.5	nd	nd	nd
Ap (275°C)	5YR2.0/3.0	6.2YR1.5/2.6	95	1.0	4.0
Ap (300°C)	5YR2.5/4.5	5.1YR1.7/3.7	99	1.0	0.0
Ap(350°C)	5YR2.5/5.0	4.8YR1.9/4.2	nd	nd	nd
Ap (450°C)	5YR2.5/5.5	4.6YR3.0/4.6	100	0.0	0.0
Ap(550°C)	5YR3.0/6.0	4.3YR3.6/5.0	100	0.0	0.0

observa un progresivo enrojecimiento así como un incremento en el valor del chroma, lo que de acuerdo con el índice de enrojecimiento de Torrent *et al.* (1983) se traduce en un incremento en el contenido de hematite de la muestra, efecto observado por Ketterings *et al.* (2000).

En lo que a textura se refiere, no sólo en el horizonte A sino en todo el perfil las fracciones dominantes son la arena y arcilla; el contenido en limo es muy bajo siendo esta una de las características del horizonte Oxico/Ferrálico.

Respecto de la textura, los valores medios de las dos repeticiones son muy próximos a los del testigo (25°C) para temperaturas inferiores a 275°C. A partir de esta temperatura decrece progresivamente el contenido en arcilla a la par que aumenta el de arena, lo que viene a coincidir a grandes rasgos con lo observado por Sertsu y Sanchez trabajando con suelos parecidos en Etiopía. Ulery y Graham (1993), y Ketterings *et al.* (2000), también encuentran que temperaturas por encima de 300°C afectan a la textura del suelo al hacer decrecer gradualmente el contenido en arcilla, de modo que esta desaparece a temperaturas superiores a los 500°C.

CONCLUSIONES

En la génesis de la delgada capa superficial de arena suelta que cubre gran parte de los suelos de las plataformas en las que se cultivan las “*machambas*” en la provincia de Cabo Delgado (NE de Mozambique), el incremento de temperatura alcanzado en la superficie del suelo durante la quema del matorral, no tiene un papel destacado, interviniendo prioritariamente la desagregación de los agregados de la parte más superficial del suelo como consecuencia de la subida del pH provocado por el aporte de bases contenidas en las cenizas, como ya fue puesto de manifiesto (Espejo *et al.* 2001).

REFERENCIAS

- Espejo, R., Gómez, V. y Pérez, C. (2000). Caracterización edafo-climática de la provincia de Cabo Delgado (Mozambique). En: El libro blanco de los recursos naturales de la provincia de Cabo Delgado (Mozambique), (GETINSA y AECI eds), pp 1-190. Madrid.
- Espejo Serrano, R., Gomez Miguel, V. y Perez Ybarra, C. (2001). The impact of shifting agriculture on soil erodibility in toposequences of Northeastern Mozambique. En: Conservation Agriculture, A World Challenge, I. García Torres, J. Benites and A. Martínez Vilela (eds). I World Congress on Conservation Agriculture. Vol II 261-265.
- FAO (1998). World reference base for soil resources. *World Soil resources Reports* 84. FAO, ISRIC y ISSS, Roma.
- Ketterings, Q.M. (2000). Slash-and-burn emission and soil temperature model. International Center for Research in Agroforestry. J1. CIFOR, Situgede, Sindangbarang, Indonesia. Working document, June 2000.
- Ketterings, Q.M., Bigham, J.M., and Laperche V. (2000). Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and burn fires in Sumatra, Indonesia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1108-1117.
- Kilmer, V.J. y Alexander, L.T. (1949). Methods of making mechanical analysis of soils. *Soil Sci.* 68:15-24.
- Sertsu, S.M., and Sánchez, P.A., (1978). Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:940-944.
- Soil Survey Staff (1999). Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Agriculture Handbook 436, Washington

- Torrent, J., Schwertmann, U., Fetcher, H., and Alferez, F. (1983). Quantitative relationships between soil color and hematite content. *Soil Sci.* 136:354-358
- Ulery, A.L. y Graham, R.C. (1993). Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:135-140
- Zinke, P.J., Sabhasri, S. y Kunstader, P. (1978). Soil fertility aspects of the Lua forest fallow system of shifting cultivation. In: *Farmers in the forest. Economic development and marginal agriculture in Northern Thailand.* (eds. Kunstader *et al.*), pp 134-159. East-West Center, University Press of Hawaii, Honolulu.

VARIABILITY OF SOIL SOLUTION IONS IN FALLOWLAND FIELDS IN CENTRAL SPAIN

R. ROMÁN, R. CABALLERO, A. BUSTOS

Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Finca Experimental La Poveda. Ctra. Campo Real km 1.300. 28500 Arganda del Rey, Madrid, Spain. rromán@iai.csic

Abstract. Variability of soil solution properties must be assessed for proper monitoring of many soil processes. Two sampling frames were established in uncultivated agricultural fields. In the first (300 m²), 15 single plots were instrumented with porous ceramic cups placed at 0.4 m soil depth. In the second (2500 m²), 50 single plots were instrumented. Results showed that the coefficient of variation (CV) of soil solution properties ranged from 30 % for electrical conductivity (EC) to more than 100 % for Cl⁻ and that a minimum of 40 individual samples were required to estimate representative values of spatial variability of soil solution ions for this field (CV_s). The coefficient of variation linked to sample size (CV_n) was expressed as a function of CV_s of each soil solution property, and sample size. The error curve model of soil solution properties shows that, for a stated precision [Standard error (SE) of ± 5%], the number of samples required was lower than that estimated by standard methods.

Keywords. Soil solution, variability composition, statistical, fallowlands fields

Resumen. La variabilidad de las propiedades de la solución del suelo, debe determinarse mediante medidas apropiadas de distintas variables del suelo. En suelos agrícolas en barbecho, se establecieron dos diseños de muestreo. El primero (300 m²) estuvo constituido por 15 parcelas individuales. El segundo (2500 m²) por 50 parcelas. En ambos, se instalaron cápsulas porosas a 0,4 m de profundidad. Los resultados indicaron que el coeficiente de variación (CV) de las propiedades de la solución del suelo, osciló entre el 30% para la conductividad eléctrica (EC) y más del 100 % para el Cl⁻. Se requirió un mínimo de 40 muestras individuales para estimar valores representativos de la variabilidad espacial de los iones de la solución del suelo en este campo experimental (CV_s). El coeficiente de variación ligado al tamaño de la muestra (CV_n) se expresó como una función del CV_s de cada propiedad de la solución del suelo y del tamaño de la muestra. El modelo de curva de error de la solución del suelo, indicó que para una precisión establecida [error estándar (SE) de ± 5%], el número de muestras requerido fue menor que el estimado por los métodos estadísticos convencionales.

Palabras clave. Solución del suelo, composición de la variabilidad, estadística, campos agrícolas sin cultivar.

INTRODUCTION

Soil solution chemistry plays a central role in the study of some soil processes. When measured in the root-zone it provides a

valid measure of the nutrient status of a soil (Adams and Odom., 1985) or monitoring the effect of soil amendments or fertilisers inputs (Simard *et al.*, 1988).

Monitoring the chemistry of soil solution is also required when the objective of the study is to provide insight on soil processes such as salinity hazards or pollution risk by leaching of toxic chemicals or nutrients to the groundwater table (Campbell *et al.*, 1989). In these cases, however, concentration of chemicals in the soil solution should be coupled with monitoring of soil water movement.

In farms of the middle basin of the Jarama River (Central Spain), traditional practices of corn cropping (surface-furrow irrigation and higher-than-required rates of N-fertilisation), coupled with low regional rainfall and a relatively shallow groundwater table, posed a risk of salinity and groundwater pollution. The European Union (EU) directive on nitrate pollution (91/676 EC) required member states to identify risk zones by 1996 and implement action plans by 2000 (Coulter *et al.*, 1996). Changing traditional to improved corn irrigation and fertilisation practices required monitoring of soil water movement (Roman *et al.*, 1996; Roman *et al.*, 1999), assessing the soil salinity status (Bustos *et al.*, 1996), and providing for estimates of losses of N fertilisers (Diez *et al.*, 2000). Many of these soil processes require periodical on-field monitoring of the soil solution chemistry. For soil solution derived from suction cups, few investigations have been conducted, but most of them were related to forest ecosystems (Grossmann and Kloss., 1994; Manderscheid and Matzner, 1995), or conducted with less than 10 replicates (Alberts *et al.*, 1977). Solution concentration can be dependent on vegetation or crop gradients relative to the distance or crop development (Koch and Matzner., 1993). We assessed significant variations of soil chemistry in an uncultivated agricultural soil with 50 replicates and factors of variations only dependent on natural heterogeneity of the soil. The main objectives of this research were to assess the relationship between sampling intensity and the size of sampling errors

and to determine the relationship between size of sampling frame and spatial variation of solute chemistry.

METHODS

The experimental site

Soil solution sampling facilities were established in two contiguous experimental fields measuring 15 m by 20 m (field 1, F₁) and 24 m by 105 m (field 2, F₂) at La Poveda Field Station (30 km south-east of Madrid, Spain). F₁ was divided into 25 single plots each one measuring 3 m x 4 m, and F₂ was divided into 120 single plots each one measuring 3m x 7 m. In F₁, 15 randomly selected plots were instrumented with vacuum extractor tubes and in F₂, 50 randomly selected plots were instrumented. Minimum distance between samplers was 3 m in the two sampling frames. This experimental set-up was installed during November 1994 (Fig. 1). A simple random sampling procedure was used to select sample units within the grids of rectangular plots. The selection of any given unit was independent of the selection of all other units. Sample units were selected without replacement as it is most common in natural resource sampling (Avery, 1975).

Four samplings were carried out. In the first one (9 January 1995), 15 samples of the soil solution were obtained from F₁. In the second one (23 February 1995), a similar number of samples were obtained from F₁. The third sampling was taken on 25 January 1996 and consisted of 15 samples from F₁ and 50 samples from F₂. The last sampling (23 May 1996), was performed only in F₂ and 50 samples were extracted. Throughout the period of the experiment, adjustment was required on some samplers to perform adequately.

The soil was a Typic Xerofluvent with a sandy-loam texture in the first 0.5 m and an increasingly and less homogeneous sandy texture below. A gravel layer appeared at the variable soil depth of 1.2-2 m (soil profile).

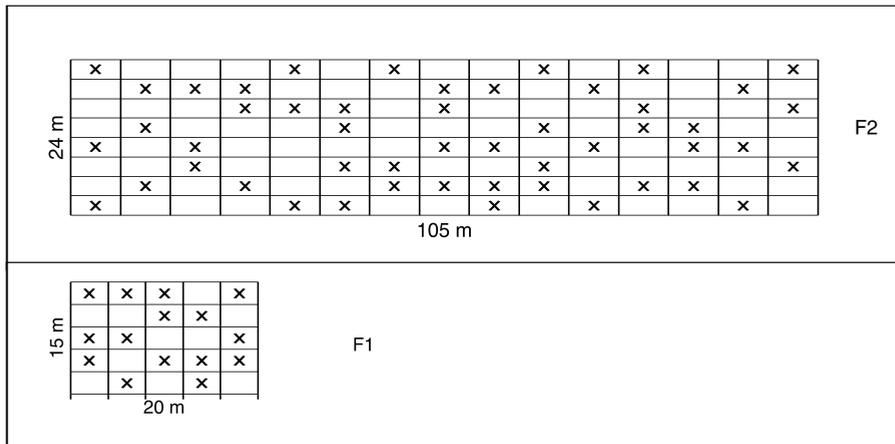


FIGURE 1. The experimental set-up with simple random sampling.

Top: Sampling frame F2 (single plots 3 m x 7 m)

Down: Sampling frame F1 (single plots 3 m x 4 m)

r Instrumented plots with vacuum extractors.

Mean water storage capacity for the entire soil profile was estimated at 309 ± 33 mm and 125 ± 17 mm for the top 0.4 m. Particle-size distribution, organic matter, and bulk density over the entire soil profile have been reported elsewhere (Roman *et al.*, 1996). In the first 0.4 m, analyses of the 50 single plots from F₂ gave the following results: sand = 359 ± 44 g kg⁻¹; loam = 443 ± 29 g kg⁻¹; clay = 198 ± 16 g kg⁻¹; organic matter = 13 ± 1 g kg⁻¹; pH = 8.0 ± 0.01 and density 1.43 ± 0.03 Mg m⁻³.

Following traditional cropping practices in the area, the experimental fields were cultivated, before the start of the experiment, under irrigated conditions and a winter cereal-corn cropping sequence Barley (*Hordeum vulgare* L), wheat (*Triticum aestivum* L) and oat (*Avena sativa* L) winter cereals were rotated with corn (*Zea mays* L) over the years previous to the experiment. Crop stubbles were incorporated into the soil. Before the experiments were installed, a wheat crop was harvested on July 1994 and its stubble incorporated to the soil on September 1994. During the period of the experiment, F₁ and F₂ remained uncultivated.

In the middle of each selected plot a vacuum extractor tube (inside diameter 63 mm) with a porous ceramic cup was placed at the soil depth of 0.4 m to collect the soil solution. This depth was selected as an intermediate layer between the root zone (first 0.3 m) and the soil layer of lower heterogeneity of the soil profile. Below 0.5 m particle-size distribution is more erratic (Roman *et al.*, 1996). A minimum distance between samplers of 3 m allowed to assure that a sampler was not extracting solution from a nearby sampler.

Samples of soil solution were extracted by applying a vacuum of 80 kPa to the tubes. The vacuum was maintained for a period of 10 days. After this period, samples were collected using air pressure and measured individually. Occasionally, the amount of soil water extracted from specific samplers did not allow for analysis of the whole set of chemicals

Soil solution chemistry

Determination of Ca²⁺, Na⁺ and K⁺ were performed by flame photometry (Elex 6361, Igoda, Barcelona), and determination of Mg²⁺ was done by atomic absorption spec-

trophotometry (Perking Elmer 403, Perkin Elmer Hispania, Madrid). Analyses for NO_3^- , SO_4^{2-} and Cl^- were performed by ion chromatography (Dionex 100 equipment, Hucoa-Erlos, Madrid). The HCO_3^- and CO_3^{2-} concentrations were measured by alkalymetric titration. Electrical conductivity (EC) of the soil solution was measured with a Crison 525 conductimeter and pH with a Crison 217 pH meter (Crison, Barcelona). The ISRIC (1987) reference was followed for soil analyses and the Standard Methods (APHA, 1995) for the soil solution chemistry.

Some times, an appropriate sample volume could not be collected. Mean rate of sampling in F_1 (9/1/95) for most ions, except CO_3^{2-} and HCO_3^- , was 100 %. At this date, only in three samplers the amounts of water extracted allowed the analysis of this latter ion. Mean rates of sampling in F_1 on 23/2/95 and 25/1/96- were 100 % and 77%, respectively. Shortage of water extracted in the latter sampling also affected to CO_3^{2-} and HCO_3^- because these ions required a higher amount of water to perform the analyses. Mean rate of sampling in F_2 was 94 % at both dates ($n=47$) for most ions except NO_3^- ($n=50$).

Data analyses

Taking into account the objectives of this work, classical statistical approaches were used to evaluate the experimental data.

Spatial variability of the soil solution properties was estimated by calculating the mean and CV of each soil solution ion within each experimental field and sampling time. Sample means were calculated on F_1 (15 measurements) and F_2 (50 measurements). Assumption of normality was tested with the Kolomogorov-Smirnov (K-S) test (Rao *et al.*, 1979; Ruiz Maya., 1983). The initial value at the 0.1 probability level was obtained from $1.22 n^{-1/2}$ ($n=50$ in F_2).

The natural heterogeneity of the experimental fields for soil solution properties was carried out by taking series of random sam-

ples from $n=3$ to $n=15$ in F_1 and from $n=3$ to $n=50$ in F_2 . Sample mean and CV for each soil solution property were calculated and plotted upon sample size to test whether or not means and coefficients of variation were stabilised in the sampling interval of F_1 ($n=3$ to $n=15$) or in the interval of F_2 ($n=3$ to $n=50$). In this way, estimates were obtained for the inherent spatial CV (CV_s) of each soil solution property, the number of samples required for its estimation and whether or not the exploratory sampling intensity performed in F_1 matched the required sampling intensity.

As reasons of economy and labour may preclude intensive sampling, the sampling error curves were obtained to assess the error associated with lower-than-required sampling intensity. Sampling errors of the means, attributable to sample size, were estimated by performing a statistical sampling procedure without replacement with the F_2 samples ($n=47$). A computer algorithm based on random mixing and selection was designed to generate simulated samples. The pooled samples were generated in an interval from $n=3$ individual data per lot to $n=40$. At each n_i , about 2000 lots were required per pooled sample for the sample-averages to converge. The coefficient of variation (CV_n) was plotted upon size of pooled samples. The algorithm used can be considered as an extension of the bootstrap technique (Efrom and Tibshirani., 1993), but in our case, the objective was not to gauge the accuracy of a real sample of a fixed size, but to assess the error associated with lower-than-required sampling intensity (Daskalakis., 1996). The statistical sampling procedure used to estimate population parameters for pooled samples was carried out without replacement because the variability of natural resource sampling (Avery, 1975), and the great number of pooled samples that can be generated even at $n=40$ (more than 10^{10}), ensure that most of simulated samples will differ from the real one.

Finally, the relationship of the regression parameters of the error models with CV_s was tested. In this way, a predictive CV_n was estimated based on CV attributable to inherent natural heterogeneity of the soil (CV_s) and additional CV attributable to lower sample size than required ($f(CV_s)$). If the error model can be expressed in terms of CV_s and n as parameters, an estimate of CV_s for soil solution quantities would allow for an estimation of CV linked to the sample size (n) of the soil solution properties.

RESULTS AND DISCUSSION

Spatial variation of soil solution quantities

The spatial variation of ion concentrations in the soil solution was substantial and varied little between sampling times, both in F_1 and F_2 . Within sampled properties of the soil solution, the lowest variation across experimental fields and sampling times were found for EC (mean CV of 35%) and pH (mean CV of 5%).

TABLE 1. Variations of soil solution chemistry ($\bar{X} \pm SD$) and CV (in parenthesis) in two experimental fields

Ion ^{†§¶}	Field 1 [‡] (n = 15)			Field 2 [‡] (n = 50)	
	9/1/95	23/2/95	25/1/96	25/1/96	23/5/96
	mgL ⁻¹				
Ca ²⁺	348±107 (30.7)	247±135 (54.6)	404±205 (50.7)	559±236 (42.2)	472±205 (43.4)
Mg ²⁺	56±54 -96,1	85±49 (57.6)	191±75 (39.3)	242±93 (38.4)	235±90 (38.3)
Na ⁺	223±62 (27.8)	212±50 (23.6)	283±81 (28.6)	534±195 (36.5)	533±198 (37.1)
K ⁺	58±21 (36.2)	35±19 (54.3)	12±6 (50.0)	10±6 (60.0)	7±5 (71.4)
Cl ⁻	410±159 (38.8)	236±163 (69.1)	333±230 (69.1)	550±507 (92.2)	373±430 (115.3)
SO ₄ ²⁻	673±234 (34.8)	646±111 (17.2)	1318±447 (33.9)	1830±734 (40.1)	2042±768 (37.6)
CO ₃ ²⁻	23±17 (73.9)	14±9 (64.3)	1.6±3.1 -193	0.36±1.7 -472	2.6±4 -154
HCO ₃ ⁻	114±160 (140.4)	87±144 (165.5)	262±59 (22.5)	229±91 (39.7)	259±110 (42.5)
NO ₃ ⁻	362±251 (69.3)	295±288 (97.6)	634±353 (55.7)	1068±545 (51.0)	376±323 (85.9)
EC(Sm ⁻¹)	0.28±0.07 (25.6)	0.25±0.08 (32.0)	0.42±0.15 (35.7)	0.56±0.22 (39.3)	0.50±0.20 (40.0)
pH	8.3±0.6 (7.2)	9.3±0.6 (6.4)	7.9±0.1 (1.3)	7.6±0.2 (2.6)	7.9±0.3 (3.8)

[†]Most ions showed symmetrical distribution (K-S Test not significant) except HCO₃⁻ (P<0.01) in 2-23-95 and K⁺ (P<0.05) in 5-23-96

[‡]Field 1 (F₁) and Field 2 (F₂), see experimental set-up (Fig 1)

[§]A lag distance of spatially correlated data was not observed when semivariance of data was calculated for each soil solution property within fields and sampling time

[¶]Occasionally, data of CO₃²⁻, HCO₃⁻ are referred to lower number because of lack of water extracted

When comparing ions, the lowest variation was found for Na^+ (mean CV of 32%) and the highest were found for Cl^- and NO_3^- (mean CV of 77% and 72%, respectively) across sampling frames and sampling times (Table 1).

The symmetry of distribution of sampling units analyses for each ion and EC was tested within sampling frames and sampling times. It was shown that the distribution of most data did not differ significantly from normality at the 0.1 probability level. In F_1 ($n=15$), the exception was HCO_3^- (23/2/95) and in F_2 ($n=50$), the exception was K^+ (23/5/96). Main soil properties of particle-size distribution, organic matter, pH and density in the 50 sampling units of F_2 showed also a symmetrical distribution.

Sampling frames of F_1 and F_2 differ essentially in plot size. Conventional sampling theory assumes that larger plots tend to have less relative variability because they average out the effect of irregular plant or trees distribution (Avery, 1975). In uniform settings, such as our uncultivated plots, changes in plot size had little effect on variance. Our results showed that an area ratio of $F_2/F_1=8.4$ did not reduce the relative variability of most chemical properties of the soil solution. The relative variability of some ions (Ca^{2+} , SO_4^{2-}) changed little and the pattern of change of most ions was unsteady (Table 1).

Sampling optimisation

As sampling measurements were symmetrical and plot size had little influence on variance of main properties of the soil solution, sampling intensity required to match the natural heterogeneity of the experimental fields should be estimated.

Series of random samples from $n=3$ to $n=15$ in F_1 and from $n=3$ to $n=50$ in F_2 were selected and corresponding means and CV were calculated for each ion and sampling time. The convergence of CV across of randomly selected series of samples was an indi-

cator of optimum sampling intensity. It was shown that in F_1 (up to $n=15$) the means and CV of different sampling series were unsteady and linked to sampling intensity. Stated on other way, a sampling intensity up to 15 sampling units did not match the spatial variability linked to the natural heterogeneity of the soil, and did not allow for calculation of the true coefficient of variation of most soil solution properties. In the interest of space, only the convergence of four series of random samples in F_1 (1-9-95) for both the most abundant and least mobile ion (SO_4^{2-}) are presented in Fig. 2.

The same sampling process was carried out in F_2 ($n=50$). Within this sampling intensity the residual of means and CV over $n=40$ showed little variation. The main conclusion of this sampling exercise was that a sampling intensity of $n=50$ would match the influence of the natural heterogeneity of the soil solution properties, and thus a true CV, or spatial coefficient of variation (CV_s), can be calculated for each soil solution property. After this exercise, it can be assessed that CV obtained in F_2 with 50 individual samples (Table 1) may represent the true CV of soil solution properties associated to the natural heterogeneity of the experimental field.

This optimum sampling intensity for estimating the true mean of soil solution properties is rather high, and a compromise may be desirable between precision and economic feasibility. In this case, the error associated with below optimum sampling intensity must be estimated.

Sampling variation

Once the CV_s of soil solution properties, associated with the natural heterogeneity of soils, were estimated we can gauge the accuracy of samples at $n=50$. But our main objective was to evaluate the sampling error in samples of lower size, and thus to assess the trade-offs between precision and economy of labour. To do that, the distribution functions of pooled

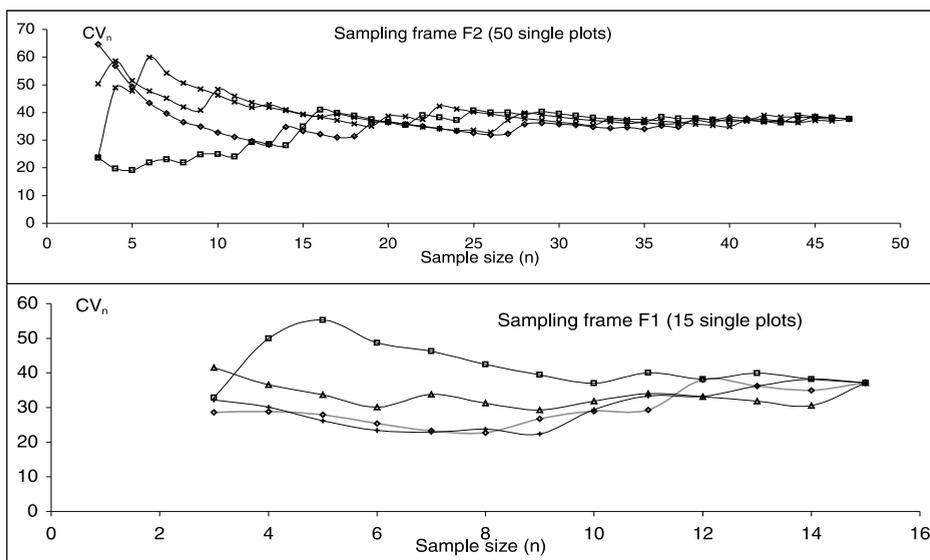


FIGURE 2. Convergence of CVn in four random series of SO₄²⁻ samples of in-cresing size in the two sampling frames.

samples were generated. In the range from n=3 to n=40 the number of samples that can be generated without replacement was very high (between 2 x 10⁴ and 10¹⁴) and thus there is no reason to replace individual measurements to ensure differences between generated samples. Above 2000 lots at each n_i, the distribution functions changed little, the means were stable, the CV changed with the number of random samples included in the lots and the error curves showed normality. This analysis was carried out for all ions and two sampling of plot F₂, as F₁ sampling intensity was shown to be below optimum.

In Fig. 3, variation of CV upon (n) for Cl⁻ and SO₄²⁻ are presented. The least square procedure fitted a model which is linear in the parameters and is defined by the following equation:

$$CV_n = \beta_0 + \beta_1 \ln(n) \tag{3}$$

where CV_n represents the coefficient of variation linked to sampling intensity (n).The

parameters of the regression were estimated for each soil solution property and the two sampling times in F₂. The determination coefficient (R²) obtained with 19 data pairs varied from 0.982 for EC (23/5/96) to 0.991 for SO₄²⁻ or HCO₃⁻ (25/1/96). As the distribution function of the CV_s was known and the regression model of CV on (n) is linear in the parameters, we regressed the parameters of the model upon CV_s (Fig. 4). It was shown that CV_s explained almost entirely the variation of the regression parameters and thus, the CV associated with sampling intensity (CV_n) can be defined as a proportion of the spatial coefficient of variation (CV_s):

$$CV_n = CV_s (0.7053 - 0.1775 \ln(n)) \tag{4}$$

This model states that in our experimental field (F₂) the inherent CV_s for each ion, associated to the natural heterogeneity of the plot, should be increased by a proportion that depends on the sampling intensity. When sampling intensity increased from n = 5 to n

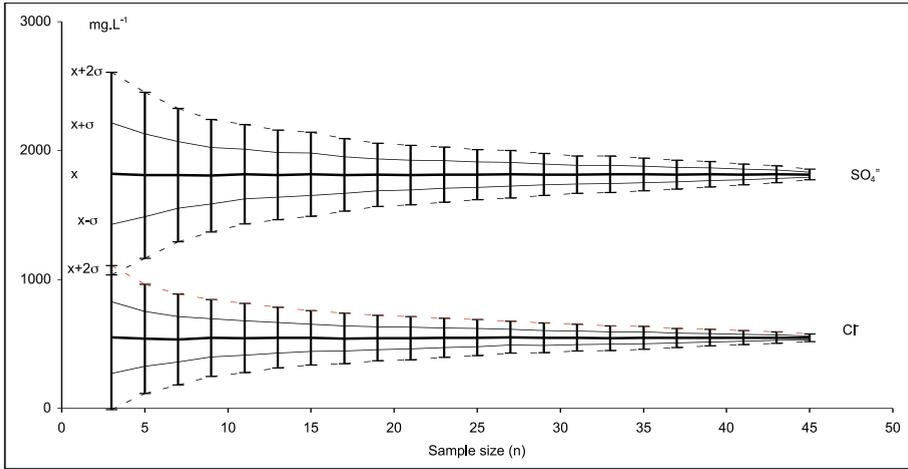


FIGURE 3. Error model of generated pooled samples with stabilized mean and convergence of CVn (Eq.4)

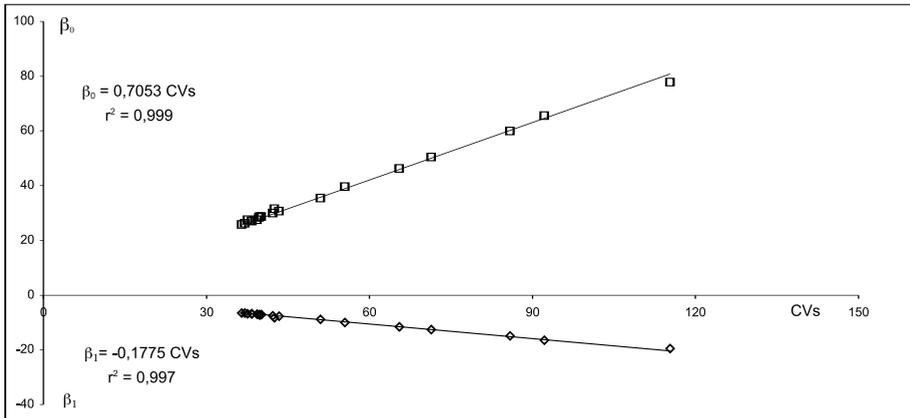


Fig.4

FIGURE 4. Linear regression of parameters of the error model (Eq.4) upon the spatial CV.

= 40, the ratio CV_n/CV_s decreased from 0.42 to 0.05. For an optimum sampling intensity of $n = 54$, the coefficient of variation reached zero and the only source of variation for estimating the true mean of each ion would be the natural heterogeneity of the soil (CVs).

Below optimum sampling intensity for each ion increased the corresponding CV_s to a total coefficient of variation (CV_t) given by:

$$CV_t = CV_s + CV_n = CV_s [1 + (0.7053 - 0.1775 \text{Ln}(n))] \tag{5}$$

As each ion presented an associated CV_s, the estimated CV_t linked to the intensity of sampling can be calculated as a proportion of CV_n/CV_s (Table 2).

The intensity of sampling required in the model to assess the mean associated to CV_s within ± 5 % was compared with sampling intensity required by standard distribution. Calculations assumed that sampling procedures and field measurements are unbiased and no computational mistakes are included and thus statements of probability account for sampling variation only (Avery, 1975).

If the CV_n is expressed at a fixed 5 % of CV_s the number of samples required can be calculated to contain the mean at a probability of 68 % (CV_n) or 95 % (2CV_n).

$$n = \exp \{ (0.7053 - 5/CV_s) / 0.1775 \} \quad (6)$$

$$\text{or } n = \exp \{ (1.41 - 5/CV_s) / 0.355 \} \quad (7)$$

The results for each ion are presented in Table 3. When Eq. 1 was applied, sampling intensity increased by four times when the CV doubled. In the second sampling in F₂, EC and NO₃⁻ showed CV_s of 40 and 86% res-

TABLE 2. Estimates total coefficient of variation (CV_t) of soil solution properties as a function of sample size (n) and spatial coefficient of variation of each chemical determination at two sampling times in field F₂.

Sample size (n)		2	3	4	5	8	10	20	40
CV _n / CV _s		0.5823	0.5103	0.4592	0.4196	0.3362	0.2966	0.1736	0.0505
Item		CV _t %							
EC	1†	62.2	59.4	57.3	55.8	52.5	51.0	46.1	41.3
	2	63.0	60.1	58.1	56.5	53.2	51.6	46.7	41.8
Cl ⁻	1	145.9	139.2	134.5	130.9	123.2	119.5	108.2	96.9
	2	182.4	174.1	168.2	163.7	154.1	149.5	135.3	121.1
SO ₄ ²⁻	1	63.4	60.6	58.5	56.9	53.6	52.0	47.1	42.1
	2	59.5	56.8	54.9	53.4	50.2	48.8	44.1	39.5
HCO ₃ ⁻	1	62.8	60.0	57.9	56.4	53.0	51.5	46.6	41.7
	2	67.2	64.2	62.0	60.3	56.8	55.1	49.9	44.6
Ca ²⁺	1	66.8	63.7	61.6	59.9	56.4	54.7	49.5	44.3
	2	68.7	65.5	63.3	61.6	58.0	56.3	50.9	45.6
Mg ²⁺	1	60.8	58.0	56.0	54.5	51.3	49.8	45.1	40.3
	2	60.6	57.8	55.9	54.4	51.2	49.7	44.9	40.2
Na ⁺	1	57.8	55.1	53.3	51.8	48.8	47.3	42.8	38.3
	2	58.7	56.0	54.1	52.7	49.6	48.1	43.5	39.0
K ⁺	1	103.6	98.9	95.6	93.0	87.5	84.9	76.9	68.8
	2	113.0	107.8	104.2	101.4	95.4	92.6	83.8	75.0
SiO ₂	2	87.8	83.8	81.0	78.8	74.2	72.0	65.1	58.3
NO ₃ ⁻	1	80.7	77.0	74.4	72.4	68.1	66.1	59.9	53.6
	2	135.9	129.7	125.3	121.9	114.8	111.4	100.8	90.2

†1: Date 25/1/96; 2: Date 23/5/96

pectively (Table 1). Theoretical sampling intensity required (SE of $\pm 5\%$ at a probability level of 0.95) was 246 and 1100 samples for an infinite population (Eq.1). If the correction factor for a finite population on F_2 was applied (Eq.2), 81 and 112 samples of a total of 120 were required.

When the same level of precision was considered in Eq.7, the estimated sampling intensity for EC and NO_3^- were 38 and 46 sampling units, respectively. These results showed that sampling intensity required for estimating population mean of soil solution properties within a required precision level can be lower than predicted by theoretical models. This fact may illustrate that these soil solution properties may not totally behave as whole random variables.

CONCLUSIONS

This work shows that the main soil solution properties are normally distributed. The coefficients of variation calculated for soil solution properties were rather high (between 40 and more than 100%), and researchers should be aware of the higher number of samples required to estimate means with acceptable precision level. A compromise between precision and labour can be desirable, but in this case, sample means will estimate the true means with an additional error linked to lower-than-required sampling intensity. Our sampling analysis allowed for estimating this error that should be added to the error estimate of each soil solution property linked to specific soil conditions.

TABLE 3. Sample size required to estimate populations means of soil solution

	Item	Probability 68 %		Probability 95 %	
		Actual [‡]	Theoretical	Actual	Theoretical
EC	1†	26	61	37	234
	2	27	65	38	248
Cl ⁻	1	40	346	46	1326
	2	42	490	47	1879
SO ₄ ²⁻	1	27	66	38	251
	2	26	57	37	217
HCO ₃ ⁻	1	27	64	38	245
	2	28	73	39	281
Ca ²⁺	1	28	72	39	274
	2	28	77	39	294
Mg ²⁺	1	26	59	37	227
	2	26	59	37	227
Na ⁺	1	25	53	37	204
	2	25	55	37	212
K ⁺	1	35	172	43	660
	2	36	207	44	795
NO ₃ ⁻	1	31	104	41	400
	2	39	296	46	1137
SiO ₂	2	32	124	42	473

†1: Date 25/1/96; 2: Date 23/5/96

‡ Actual: Eq. (7) and (8); Theoretical: Eq (2) with SE =5% of the mean and corresponding t values.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the Regional Government of Madrid (Contract No CRD 0010/94). The authors acknowledge the assistance of A.Caballero and P.J Hernaiz, attached to La Poveda Field Station, in performing most of field work.

REFERENCES

- Adams J.F and Odom J.W(1985). Effects of pH and phosphorus rates on soil solution phosphorus and phosphorus availability. *Soil Science* 140, 202-205.
- APHA (American Public Health Association) (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.*, APHA, AWWA, WEF (19 th, ed.) Washington D. C.
- Avery T. E (1975). *Natural Resources Sampling*. (2nd,ed) Mc Graw-Hill. New York.
- Alberts E.E., Burwell R.F and.Schumann G.E (1977). Soil nitrate-nitrogen determined by coring and solution extraction techniques *Soil Sci Soc.Am.J*
- Bustos A., Román R., Caballero. R., Diez J. A., Cartagena M.C., Vallejo A. and Caballero A (1996). Water and solute movement under conventional corn in Central Spain. II Salt leaching. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1536-1540.
- Campbell D. J., Kinniburgh D. G. and Beckett P. H (1989). The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: temporal and spatial variability. *J. Soil. Sci.*40, 321-329.
- Coulter B. S., Tunny H., Blagden P. and Gleesen T (1996). The distribution of nitrogen inputs to *Agriculture*. *European Commission, Eurostat, Series 8D63* p. Luxembourg.
- Daskalakis K (1996) Variability of metal concentrations in oyster tissue and implications to biomonitoring . *Mar. Pollut.Bull.* 32, 794-801.
- Diez J. A., Caballero R., Román R., Tarquis A., Cartagena M.C and Vallejo A (2000) Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *J. Environ. Qual.* 29, 1539-1547.
- Efrom B. and Tibshirani R. J (1993). *An introduction to the bootstrap.*: Chapman and Hall. New York. 436 p.
- Grossmann J and Kloss R. (1994). Variability of water quality in a spruce stand. *J. Plant Nutr. Soil. Sci.* 157,47-51.
- ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) (1987) *Procedures for Soil Analysis* (2nd ed.). Van Reewijk L. P (ed). Wageningen. The Netherland.
- Koch A.and Matzner E (1993) Heterogeneity of soil and soil solution chemistry under Norway spruce (*Picea abies* Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) as influenced by distance from the stem basis. *Plant and Soil* 151, 227-237.
- Manderscheid B and Matzner E(1995) Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway spruce [*Picea abies* (L) Karst.]stand. *.Biogeochemistry* 30, 99- 114...
- Rao P., Rao P.S.C., Davidson J.M.and Hammond L.C (1979) Use of goodness-of-fit test for characterizing the spatial variability of soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J* 43, 274-278.
- Roman R., Caballero R., Bustos A., Diez. J.A., Cartagena. M. C., Vallejo, A. and Caballero A (1996). Water and solute movement under conventional corn in Central Spain I. Water Balance. *Soil. Sci. Soc. Am. J* 60, 1530-1536.
- Roman R., Caballero R and Bustos A (1999) Field water drainage under traditional and improved irrigation schedules to corn in Central Spain. *Soil. Sci. Soc. Am. J* 63,1811-1817.

- Ruiz-Maya L (1983) *Métodos estadísticos de Investigación. Introducción al Análisis de la Varianza* Instituto Nacional de Estadística. Madrid
- Simard R. R., Evans L. J. and Bates T. E (1988) The effects of additions of CaCO_3 and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. *Canadian Journal of Soil Science* 68,41-52.

MINERALES DE ARCILLA EN SUELOS SOBRE SEDIMENTOS MIOCENOS EN EL SE MADRID (ARROYO DE LA VEGA)

I. HERNANDO*, J. HERNANDO*, M.T. DE LA CRUZ*, M.A. CASERMEIRO*, J.A. MOLINA**

* Dpto. Edafología. **Dpto. de Biología Vegetal. Facultad de Farmacia. U.C.M. Plaza de Ramón y Cajal s/n 28040 MADRID

Abstract. The mineralogical composition of clay minerals in thirty-five samples belonging to surface horizons of soils and inside rocks is studied. The sheet minerals are: illite, mixed layered illite-vermiculite, vermiculite and kaolinite; other minerals are quartz, calcite, dolomite and feldspars. These minerals are preserved in basic environment and they reflected the mineralogical composition of sediments, parent materials of soils.

Key words: Clay minerals. Soils. Sediments. Miocene. Madrid.

Resumen. Se estudia la mineralogía de arcillas de 35 muestras de horizontes superficiales de suelos y del material de partida. Los minerales laminares son ilitas, interestratificados ilita-vermiculita, vermiculita y caolinita; los no laminares son cuarzo, calcita, dolomita y escasos feldespatos. Debido a la buena conservación de los minerales en medio básico y a la escasa evolución de los suelos, estos minerales reflejan la composición mineralógica de los sedimentos sobre los que se han desarrollado estos suelos.

Palabras clave: Minerales de arcilla. Suelos. Sedimentos. Mioceno. Madrid

INTRODUCCIÓN

Al igual que Pedraza (1987) define el valle del río Tajuña como el río de los páramos y parameras, el valle del arroyo de la Vega sigue la misma pauta desde su cabecera hasta su desembocadura en el Tajuña, y todo su trazado se desarrolla mediante profundos encajamientos en la superficie calcárea terciaria. El Mioceno de la zona se caracteriza desde el fondo del valle hasta el techo por: arcillas, margas yesíferas y yesos; arcillas, margas, calizas margosas y calizas dolomíticas; calizas dolomíticas conseudomorfos de yeso y sílex; conglomerados cuarcíticos, arcosas, arcillas y calizas limolítico-arenosas;

calizas y costras laminares (ITGE, 1990 e IGME, 1975).

El clima es mediterráneo templado, más cálido y árido que en las zonas de montaña al norte de la comunidad. La media de precipitaciones no supera los 400 mm y los veranos son prolongados, cálidos y secos. Por debajo de los 900 m, aunque el dominio teórico es de la encina (Rivas Martínez, 1982), sin embargo en la Comunidad de Madrid por debajo de los 600 m, en las plataformas que encuadran el valle del río Tajuña, las condiciones edáficas son poco favorables a la encina, apareciendo gramíneas y labiadas, y en las regiones deprimidas estepas con esparto. Los sue-

los son poco evolucionados, en función del clima, vegetación y topografía, por lo que la composición mineralógica en general va a reflejar la de los materiales originales.

Aunque los minerales de arcilla no son considerados “minerales índices” (como los minerales de la fracción pesada, $d > 2,89$ de la arena), debido a que en los procesos de formación del suelo pueden sufrir transformaciones e incluso neoformación, sin embargo, pueden aportar información sobre los materiales a partir de los cuales se han formado. Benayas *et al.* (1960), en estudios de minerales detríticos de los sedimentos de la cuenca del Tajo, indican el papel desempeñado por las distintas áreas distributivas de sedimentos a esta cuenca. Igualmente, en trabajos recientes de suelos de la Sierra de Guadarrama y del macizo de Ayllón, desarrollados a partir de gneis, migmatitas, pizarras, esquistos y cuarcitas, Barba *et al.* (1995a y 1995b), Hernando *et al.* (2001) y Ares (2001) identifican los mismos minerales de arcilla que se encuentran en los suelos de la cuenca del arroyo de la Vega, objeto del trabajo, exceptuando los aportados por materiales carbonatados de la sierra de Altomira y del Sistema Ibérico.

El objeto del trabajo es la génesis de los minerales de arcilla en horizontes superficiales de Leptosoles, Regosoles, Calcisoles y Gypsisoles; generalmente del tipo AC, formados a partir de materiales carbonatados miocénicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha realizado el estudio de la fracción arcilla de 29 horizontes superficiales de distintos suelos pertenecientes a los grupos Leptosoles, Regosoles, Calcisoles, Gypsisoles y Luvisoles (FAO, 1998), en el sudeste de la Comunidad de Madrid, en el arroyo de la Vega (afluente del Tajuña), cuyo valle de corto recorrido está excavado en los materiales miocénicos de la Cuenca terciaria del Tajo, entre Olmeda de las Fuentes, Villar del

Olmo y Orusco (Fig. 1 y Fotografía 1). Asimismo se realiza el estudio de la fracción arcilla de las rocas: roca CAM 2, material de partida de los suelos CAM 1, 2, 7, 8 y 13; roca CAM 21 material de partida de los suelos CAM 4, 6, 9, 12, 14, 16, 17, 19, 20, 21, 22, y 28; roca CAM 3 material de partida de los suelos CAM 3, 5, 10, 23, 29 y 30; roca CAM 18 material de partida del suelo CAM 18; roca CAM 24 material de partida de los suelos CAM 11, 24, 25, 26, y 27. Las rocas CAM 2, CAM 14, CAM 3 y CAM 24 son margas astaracienses del Mioceno medio y las rocas CAM 21 y CAM 18 son calizas limolíticas arenosas vallesienses del Mioceno superior (ITGE, 1990).

El pH se determina en una suspensión suelo/agua 1/2,5, siguiendo el método propuesto por ISRIC (1993). El carbonato cálcico extraíble (activo), siguiendo la norma francesa homologada NFX 31-106 (AFNOR, 1982) y el carbonato cálcico equivalente según ISRIC (1993). El carbono orgánico se determinó siguiendo la metodología de Walkley y Black (1974). Los minerales de la fracción arcilla se identificaron por difracción de rayos X en agregados orientados, solvatados con etilenglicol y calentados a 550°C durante dos horas, en un difractor Philips modelo 1710 de radiación Ka de Cu. Dicha fracción se extrajo por sedimentación controlada (ISRIC 1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH de los horizontes de los suelos es básico y los porcentajes de carbonato cálcico equivalente y activo considerables. El contenido en materia orgánica (aunque bastante variable), es en general escaso (tabla 1).

Los silicatos laminares micas-ilitas, interstratificados ilita-vermiculita, vermiculita y caolinita son las especies representativas de la fracción arcilla de los horizontes superficiales de los suelos, dominando en todos ellos las micas-ilitas. Las esmectitas y cloritas son

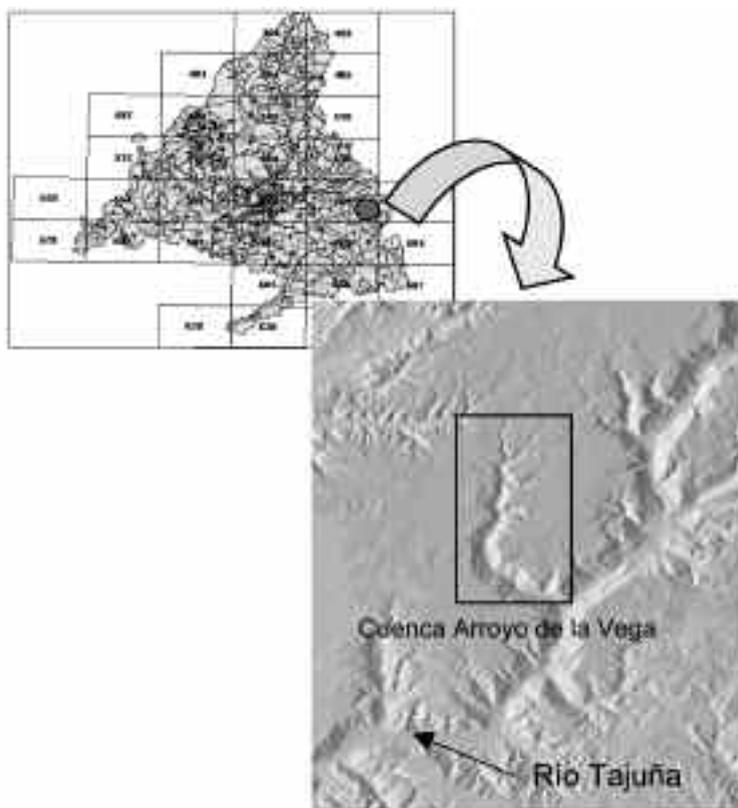


FIGURA 1. Localización de la zona de estudio.



FOTOGRAFÍA 1. Aspecto del Arroyo de la Vega

TABLA 1. Valores de pH, CaCO₃ extraíble, CaCO₃ equivalente y C orgánico.

Suelo	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ (extraíble)	CaCO ₃ (equival.)	C orgánico
		g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹
1	8.3	40.0	483.6	17.2
2	8.0	206.0	488.3	31.0
3	8.2	110.0	453.4	23.6
4	8.1	121.0	411.5	71.8
5	8.0	66.0	302.3	84.4
6	8.0	119.0	416.2	85.5
7	8.0	66.0	474.3	26.4
8	7.9	72.0	474.3	21.0
9	8.1	83.0	232.5	39.6
10	8.2	118.0	304.6	25.5
11	8.2	96.0	397.6	28.8
12	8.2	144.0	476.6	35.5
13	8.5	48.0	476.6	22.5
14	8.3	128.0	474.3	27.9
16	8.2	145.0	462.7	23.3
17	8.0	140.0	281.3	24.6
18	8.4	32.0	118.6	12.1
19	8.1	140.0	455.7	27.5
20	8.3	146.0	460.4	19.9
21	8.2	146.0	318.5	41.6
22	8.3	140.0	455.7	14.1
23	8.2	79.0	486.0	34.5
24	8.3	77.0	495.0	8.5
25	8.4	66.0	174.0	15.0
26	8.3	61.0	393.0	19.8
27	8.3	66.0	488.0	27.3
28	8.2	63.0	481.0	40.7
29	8.3	43.0	484.0	9.0
30	8.4	61.0	472.0	15.8

especies escasas en estos suelos. En cuanto a los minerales no laminares (en fracción arcilla), el cuarzo es común y mayoritario, los feldespatos escasos, mientras que la calcita domina en un grupo de suelos y la dolomita en otro grupo de suelos (tabla 2).

La fracción arcilla del residuo insoluble de las rocas está formada prácticamente por los mismos minerales que en los horizontes de los suelos, aunque las vermiculitas solo aparecen en la roca 24 y la esmectita en las rocas 3 y 18 (tabla 2).

Chamley (1989), indica la dificultad de la interpretación de los minerales de arcilla sedimentarios, ya que son muchos los orígenes y se conjugan varios procesos. No obs-

tante, estos minerales contienen información, en muchos aspectos, de su origen, procedencia, ambiente deposicional, clima, acontecimientos tectónicos, etc. Hillier (1995) afirma que los minerales de arcilla detríticos pueden ser utilizados como indicadores del proceso de transporte, dispersión y origen. Millot (1964) indica que en las rocas sedimentarias, en particular las arcillosas, suministran en su alteración los lotes más variados, pudiendo estar presentes todos los minerales de arcillas. Los suelos derivados de estos materiales heredan minerales laminares que provienen del material de partida y que no han sido transformados ni destruidos en el paso roca sedimentaria-roca sedimentaria alterada-

TABLA 2. Mineralogía de la fracción arcilla.

Suelo/Roca	M-I	I-V	V	C	I-C	K	Sm	Q	F	Calc.	Dol.
Roca CAM.2	+++	++	-	-	-	+	-	++++	+	-	-
CAM.1	+	-	++	-	-	+	-	+	-	+	++++
CAM.2	+++	++	+	-	-	t	-	++	-	-	++++
CAM.7	++++	t	+	-	-	t	-	+	-	++	++++
CAM.8	++++	+	-	-	-	+	-	+	-	+	+++
CAM.13	++	-	++	-	-	+	-	+	-	-	++++
Roca CAM.14	+++	++++	-	-	-	+	-	+++	++	-	-
Roca CAM.21	+++	+	-	-	-	++	-	++++	+	-	-
CAM.4	++	+	+	+	-	-	-	+++	-	++++	-
CAM.6	++	+	+	-	-	++	-	++	-	++++	-
CAM.9	++++	-	++	-	-	++	-	+++	+	++++	-
CAM.12	++	-	++	+	-	++	-	+	-	+++	-
CAM.14	++	-	++	+	++	+	-	++	-	++++	-
CAM.16	+	++	++	-	-	+	-	+	-	++++	-
CAM.17	+++	+	+	-	-	++	-	++	-	++++	-
CAM.19	++	-	+	-	-	+	-	+++	t	++++	-
CAM.20	+++	++	-	-	-	++	-	+++	t	++++	-
CAM.21	++	-	+++	-	-	+	-	+	t	++++	-
CAM.22	+	-	++	+	-	t	-	++	t	++++	-
CAM.28	++	-	+	-	-	++	-	++	t	++++	-
Roca CAM.3	++	+++	-	-	-	+	++	++++	+	-	-
CAM.3	++++	+++	+++	-	-	-	-	+++	-	++	-
CAM.5	++	+	+	-	-	-	-	++	-	++	-
CAM.10	++++	-	++++	-	-	++	-	++	-	+	-
CAM.23	+++	++++	+++	-	-	++	-	++	-	+	-
CAM.29	+++	+++	+++	-	-	++	-	++	-	+	+
CAM.30	++++	-	++	-	-	+	-	++	-	++	++
Roca CAM.18	+++	-	-	-	-	++	++	++++	t	t	t
CAM.18	++++	++	++	-	-	+++	-	++	-	-	-
Roca CAM.24	++	-	++	-	-	+	-	++++	+	t	-
CAM.11	++++	-	-	t	-	++	-	++++	t	++	-
CAM.24	++++	-	+++	-	-	++	-	++	-	+	-
CAM.25	+++	++++	-	-	-	++	-	+++	t	+	-
CAM.26	++++	-	++	+	-	++	-	+++	-	+	++
CAM.27	++++	-	-	+	-	++	-	+++	-	+	++

++++	muy abundante	M-I: micas - illitas	Sm: esmectitas
+++	abundante	I-V: illitas - vermiculitas	Q: cuarzo
++	frecuente	V: vermiculitas	F: feldspatos
+	escaso	C: cloritas	Calc.: calcita
t	trazas	I-C: illitas - cloritas	Dol.: dolomita
-	no aparece	K: caolinita	

suelo. Asimismo heredan minerales transformados e incluso neoformados en el curso de alteración de la roca.

El marco montañoso que encuadra la cuenca del Tajo: sistema Central, montes de Toledo, sierra de Altomira y sistema Ibérico, con materiales como gneises, esquistos, cuar-

citaz, pizarras, granitos, migmatitas, materiales carbonatados, etc., condiciona la naturaleza de los materiales de la zona de estudio (depósitos continentales, una vez retirado el mar y emergidos los rebordes montañosos). Sin lugar a duda, la evolución climática desde el Mioceno también afecta a la naturaleza de

los minerales existentes, así como a la evolución morfológica sufrida por el área de estudio (ITGE, 1990 e IGME, 1975).

Considerando que los procesos edafogenéticos en la Cuenca del Arroyo de la Vega se limitan a una ligera descarbonatación y a la formación de un humus tipo mull carbonatado, las transformaciones de los minerales heredados son muy ligeras, debido a los pH básicos. Las micas-ilitas, aunque en su mayoría son heredadas de las rocas ácidas de los macizos cristalinos, pueden provenir también de los materiales carbonatados debido a su buena conservación en estos medios. Su abundancia refleja la gran estabilidad de este mineral asociada a su estructura y flexibilidad, ya que esta zona ha estado afectada por sucesivos acontecimientos tectónicos. Las vermiculitas pueden ser heredadas de los materiales cristalinos donde se formaron en medio ácido, pero también pueden formarse *in situ* por la presencia de Ca^{2+} , Na^{+} y Mg^{2+} solubles en la solución del suelo, que pueden reemplazar al K^{+} interlaminar de las ilitas y formar vermiculitas (Singer y Nunns, 1992). En Aridisoles carbonatados de California, Boettinger y Southard (1995) identifican vermiculita, junto a otros filosilicatos originados por alteración de micas-ilitas, teniendo en cuenta el lavado limitado en la zona, donde los productos de alteración o disolución de minerales, no son evacuados. La transformación de micas-ilitas en vermiculita se realiza a través de interestratificados ilita-vermiculita, abundantes en la zona.

La caolinita está presente en casi todos los suelos del mundo, junto a micas-ilitas, tanto en suelos que provienen de materiales ácidos como si provienen de materiales carbonatados, dada su gran estabilidad entre los minerales propios de la arcilla (Jackson, 1968). En estudios de minerales de arcillas en suelos españoles formados a partir de materiales carbonatados, la presencia de caolinita es constante: González *et al.*, 1984; Martínez y Alias, 1984, Alias *et al.*, 1989; Palomar *et*

al., 1989; Taboada *et al.*, 1992; Alias y Sánchez, 1995 y Roca *et al.*, 2000, entre otros. Los trabajos de Roca *et al.*, anteriormente citado, considera la caolinita heredada dada las características del medio edáfico, suelos básicos saturados en cationes divalentes que no propician su formación. En nuestra zona la caolinita parece ser heredada y su génesis a partir de feldespatos queda descartada, dadas las condiciones del medio y la escasa presencia de dichos minerales.

El cuarzo es muy abundante en todos los horizontes y en las rocas estudiadas, dada su gran estabilidad esta presente en casi todos los ambientes. Los feldespatos son muy escasos tanto en los horizontes como en las rocas.

En los suelos donde la calcita es mayoritaria en fracción arcilla (4, 6, 9, 12, 14, 16, 17, 19, 20, 21, 22, y 28) indica que la descarbonatación es escasa o que se están recarbonatando continuamente por aportes externos, lo mismo sucede con la dolomita (1,2,7,8 y 13) a lo que hay que sumar el carácter dolomítico de determinados enclaves de la zona. Aunque se citan enclaves esmectíticos en la cuenca terciaria del Tajo (ITGE, 1990), en esta zona son minerales prácticamente inexistentes en los suelos apareciendo solo en las rocas 3 y 18.

Hernando y Hernando (1999) en estudios de distintos tipos de suelos de la Comunidad de Madrid indican la herencia o ligera transformación en el medio edáfico de minerales de la fracción arcilla: micas-ilitas como producto de alteración de moscovita y biotita que, en ocasiones llegan a vermiculita; caolinitas como producto de alteración de feldespatos; cuarzo y feldespatos casi constantes y calcita en aquellos suelos derivados de materiales carbonatados que no han sufrido procesos de descarbonatación importantes o que se encuentran en proceso de recarbonatación secundaria.

En resumen, podemos concluir que, a pesar de que no se han considerado los minerales de arcilla como minerales índices, en los

suelos de la cuenca del arroyo de la Vega, se observa un paralelismo entre la naturaleza de los mismos y los minerales de los macizos colindantes, sin descartar las acciones que sobre ellos han tenido lugar a lo largo de los diversos acontecimientos sedimentarios, ni la acción de la composición de las aguas endorreicas. No obstante en los suelos son evidentes los procesos de herencia y transformación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del proyecto 07M/0011/1999 financiado por la Comunidad de Madrid.

REFERENCIAS

- AFNOR (1982). *Qualité des sols. Détermination du calcaire actif*. NFX, 31-106.
- Alias, L.J., García, C. Y Martínez, J. (1989). Mineralogía de arcillas de los suelos de la Sierra de Ascoy (Cieza, Murcia) y su pie de monte. *An. Edaf. Agrobiol.* 48, 303-314.
- Alias, L.J. y Sánchez, A. (1995). Evolución de los minerales de la arcilla en los suelos de la Sierra de Mojante (Caravaca, Murcia). *Edafología*, 1, 1-7.
- Ares, A. (2001). Evolución de los suelos ácidos y podsolizados meridionales europeos (Macizo de Ayllón. España). Tesis doctoral. Facultad de Farmacia. U.C.M.
- Barba, A., Hernando, M.I., Hernando, J. y Barba, C. (1995a). Caolinita en suelos ácidos. XX Reunión Nacional de Suelos. Tomo de comunicaciones. Dpto. Edafología U.C.M. Madrid.
- Barba, A., Hernando, M.I., Hernando, J. y Barba, C. (1995b). Composición de Micas-ilitas en suelos de montaña desarrollados bajo robledal y pinar. *Bol. Real Soc. Hist. Nat.* 93, 29-30. Jaca (Huesca, España).
- Benayas, J. Pérez Mateos, J. y Riba, O. (1960). Asociaciones de minerales detríticos en los sedimentos de la Cuenca del Tajo. *Anal. Edaf. Y Agrobiol.* XIX, 635-670.
- Boettinger, J.L. y Southard, R.J. (1995). Phyllosilicate distribution and the origin in Aridisols on a Granitic Pediments, Western Mojave Desert Soil. *Sci.Soc. Am. J.* 59, 1189-1198.
- Chamley, H. (1989). *Clay Sedimentology*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 623p.
- FAO (1998). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report. 84. ISSS- AISS-IBG. ISRIC 88p.
- González, J.L., Mérida, J., Corral, L. y Paneque, G. (1984). Génesis y evolución de los minerales de la arcilla en suelos forestales de la reserva de Grazalema (Cádiz). I Congreso nacional de la Ciencia del Suelo. Madrid. SECS. II, 961-980.
- Hernando, J. y Hernando, I. (1999). Mineralogía de suelos de la Comunidad de Madrid (España). *Bol. R. Soc. Esp Hist. Nat. (Sec.Geol.)*, 95 (1-4), 117-126.
- Hernando, I, Hernando, J. y Barba, C. (2001). Vermiculita en suelos desarrollados sobre gneiss. *Edafología*, 8, 9-19.
- Hilliers, S. (1995) Erosion, sedimentation and the sedimentary origin of clays. In: Velde, B. (Ed.) *Origin and Mineralogy of Clays*. Spinger, 162-219.
- IGME (1975). Mapa geológico de España. Arganda. N° 583. E 1:50.000.
- ISRIC (1993). *Procedures for Soil Analysis*. Wageningen. The Netherlands.
- ITGE (1990). Mapa geológico de España. Alcalá de Henares. N° 560. E 1:50.000.
- Jackson, M.L. (1968). Weathering of primary and secondary minerals in soils. *Trans.9th Intern. Cong. Sci.* 4, 281-292.
- Martínez, J. y Alias, L.J. (1984). Mineralogía de arcillas de los Haploxeroll de las Sierras de Orza y María. I Congreso

- Nacional de la Ciencia del Suelo. Madrid. SECS. II, 995-1004.
- Millot, G. (1964). Géologie des argiles. Altérations, Sedimentologie, Géochimie. Masson et Cie Editeurs. Paris. 499p.
- Palomar, M.L., Hernando, J. y De la Cruz, M.T. (1989). Contribución al estudio de suelos de alta montaña (provincia de Teruel). II Estudio químico y mineralógico. Génesis. *An. Edaf. Agrobiol.* 48, 273-289.
- Pedraza, J. (1987). Geología y Relieve. En: La Naturaleza de Madrid. E. Fernández Galiana y A. Ramos Fernández (Ed.). Comunidad de Madrid. Consejería de Agricultura y Ganadería. 11-67.
- Rivas Martínez, S. (1982). Mapa de las series de vegetación de Madrid. Diputación de Madrid. Servicio Forestal del Medio Ambiente y Contra Incendios. Madrid.
- Roca, A., Cirre, A., Mamani, F., Martínez, F.J. y Sierra, C. (2000). Estudio edáfico y mineralógico en el Trias de Antequera: Sector de los Hoyos (Archidona-Málaga). *Edafología.* 7 (3), 75-82.
- Singer, M.J. y Munns, D.N. (1992). Soils. An Introduction. 2th Ed. Maxwell MacMillan International Editions. 473p.
- Taboada, M.T., Silva, M.B. y Villar, M.C. (1992). Mineralogía de suelos formados sobre calizas en Galicia. *Edafología.* 2 (1), 81-100.
- Walkley, A. Y Black, I.A. (1974). A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. *Soil. Sci.* 63,251-254.

DATOS PARA EL DESARROLLO DE UNA RED INTEGRADA DE SEGUIMIENTO DE LA CALIDAD DE SUELOS EN GALICIA (N.O. DE ESPAÑA): BALANCES GEOQUÍMICOS EN SUELOS FORESTALES (*Pinus radiata*). 1. APORTES DE ELEMENTOS POR DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA Y HOJARASCA.

M.X. GÓMEZ-REY, R. CALVO DE ANTA

Dpto. de Edafología e Química Agrícola. Fac. de Biología, Univ. de Santiago de Compostela. 15782-Santiago de Compostela. Email: edchus@usc.es y edrcda@usc.es

Abstract: A dynamic study of the balances of the principal elements in a *Pinus radiata* D. Don forest system was carried out during two consecutive years (1997/8), in a forest plot situated in the centre of Galicia (Alto de O Martelo, A Coruña, NW Spain). The aim of the study was to obtain data that would allow reference levels to be established for monitoring the quality of forest soils in mountainous regions of Galicia, both with and without anthropogenic influences.

The chemical composition of the solutions entering the system reflected a strong marine influence, accounting for 85% of the ionic load and an acid-base status close to equilibrium of pure CO₂-H₂O. There was an increase in acidity after passing through the forest canopy, particularly in the stemflow, for which a mean pH value of 4.1 was obtained; there was also an increase in the concentration of certain elements, such as Mg, NO₃ and SO₄. The return of elements via litter is the basic route of entry of PO₄, NO₃ and Al, whereas Na and K mainly originate from deposition; the amounts of Ca, Si, Fe and SO₄ originating from both routes of entry are similar.

Key Words: biogeochemical budgets, forest soils, throughfall, stemflow

Resumen: Con el fin de obtener datos que permitan establecer niveles de referencia para el seguimiento de la calidad de los suelos forestales de Galicia en áreas de montaña, sin o con muy baja influencia antrópica, se ha realizado un estudio dinámico de los balances de los principales elementos en un sistema forestal con *Pinus radiata* D. Don durante dos años climáticos completos, 1997 y 1998, en una parcela situada en el área centro de Galicia (Alto de O Martelo, A Coruña, NO de España).

La composición química de las disoluciones de entrada refleja una fuerte influencia marina, responsable del 85% de la carga iónica, y un estado ácido-base próximo al equilibrio CO₂-H₂O pura. Al atravesar las cubiertas vegetales se produce un incremento de acidez, sobre todo para el flujo de tallo, cuyo valor medio de pH es 4.1 y un incremento en la concentración de determinados elementos, como Mg, NO₃ o SO₄. El retorno de elementos al suelo por hojarasca resulta la vía fundamental de entrada para PO₄, NO₃ y Al, mientras que Na y K proceden fundamentalmente de la deposición y para Ca, Si, Fe y SO₄ los aportes son similares en las dos fracciones.

Palabras clave: Balances geoquímicos, suelos forestales, pluviolavado, flujo de tallo

INTRODUCCION

En el Sexto Programa de Acción en Materia de Medio Ambiente presentado por la Comisión de las Comunidades Europeas en 2001 se estableció entre sus objetivos la protección del suelo contra su degradación. Las acciones que van a emprenderse en un futuro inmediato están basadas en la información existente que, tal como se señala en el primer documento elaborado por la Comisión en el que se considera de forma específica la protección del suelo (*Hacia una estrategia temática para la protección del suelo*, COM 2002), resulta muy incompleta. Sólo en algunos países de Europa (Austria, Francia, Finlandia, Países Bajos, Suecia y Reino Unido) están funcionando sistemas de vigilancia de suelos, con una periodicidad que oscila entre 5 y 10 años, y en Francia se ha establecido una red nacional de vigilancia de la calidad de los suelos (*Réseau de Mesures de la Qualité des Sols*) basada en sistemas forestales, con una cuadrícula de 16 x 16 km, con 2000 parcelas de muestreo, que servirá para medir cada 5 años diversos parámetros ambientales como la contaminación difusa y la materia orgánica. El único sistema europeo de vigilancia de algunos aspectos edafológicos se desarrolló como parte de un plan a gran escala de vigilancia de la salud de los bosques en el ámbito del Reglamento (CEE) n° 3528/86 del Consejo, sobre la protección de los bosques contra la contaminación atmosférica. Este sistema sólo se refiere a unos cuantos parámetros edáficos (carbono, metales pesados, acidez del suelo y capacidad de amortiguación). Actualmente se está trabajando en la armonización de los métodos de muestreo y análisis.

La estrategia europea de protección de los suelos a largo plazo requerirá el desarrollo de bases de información, controles e indicadores más completos, a fin de determinar las condiciones edáficas imperantes y evaluar el impacto de las diversas prácticas en mate-

ria de protección. Las características que definirán al sistema de información y vigilancia comunitario sobre suelos, las zonas de medición, los parámetros a medir... etc., quedarán recogidas en la correspondiente propuesta legislativa. En la medida de lo posible, el plan de vigilancia que se establezca deberá basarse en los sistemas de información, las bases de datos y los conocimientos científicos actualmente disponibles.

Este trabajo forma parte de un estudio cuyo objetivo fue obtener datos que permitiesen caracterizar de forma integrada la calidad del aire, aguas y suelos forestales de Galicia, en un área no o muy ligeramente afectada por actividades humanas, con el fin de establecer niveles que pudiesen ser utilizados como referencia para el seguimiento de la calidad de los ecosistemas naturales a lo largo del tiempo. Se ha seleccionado un área de monte en la zona centro-occidental de la región, con repoblación forestal de *Pinus radiata*, una de las especies arbóreas de mayor implantación en el territorio (81.700 ha, según el Tercer Inventario Forestal Nacional, DGCN 2000), y se ha realizado un estudio dinámico de las entradas por vía húmeda y seca de elementos al suelo, así como de las salidas a través de las aguas de drenaje y producción de biomasa, a fin de determinar los principales balances geoquímicos que permitiesen establecer las tendencias actuales de evolución del suelo. En este trabajo se analiza la calidad de las aguas de entrada al sistema y los aportes por hojarasca. En una segunda parte se caracterizarán las pérdidas de elementos y los balances en el sistema forestal.

MATERIAL Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El estudio se ha realizado en el alto de O Martelo (42°49'42"N/8°46'18"W), provincia de A Coruña (NO de España), a 490 metros de altitud, una zona de muy baja influencia humana excepto por las activida-

des de repoblación forestal con *Pinus radiata*. La densidad de plantación es de 625 árboles ha⁻¹, la edad de la población oscila entre 25 y 30 años, con unos 20 m de altura media y un diámetro medio de 86 cm, a 130 cm de altura.

Climáticamente la zona se caracteriza por presentar un régimen hídrico de tipo *Udico* y un régimen de temperatura *Mésico* (Soil Survey Staff, 1998). La precipitación es abundante, con un valor medio anual de 1770 mm, y la temperatura media es de 12,9 °C. El material de partida es un granito de dos micas.

El suelo de O Martelo corresponde al prototipo de suelo forestal ácido, sobre granitos, de la región. Bajo una capa de hojarasca en vías de descomposición se desarrolla un horizonte Ah₁ úmbrico, rico en materia orgánica, en el que predominan las cargas negativas, sobre todo de los coloides orgánicos, sobre las positivas. La CICe es debida fundamentalmente a estos compuestos (tabla 1) (Gómez, 2002). La presencia de ácidos orgánicos libres provoca acidez elevada, no contrarrestada por la hidrólisis mineral, ya que apenas existe reserva de minerales alterables (pH de abrasión:3.7), ni por los cationes básicos del complejo de cambio (>88% de saturación de Al y >6% de saturación de H⁺). La naturaleza de la fracción arcilla se caracteriza por un predominio de formas de baja cristalinidad, con presencia de illita, clorita, halloysita y gibbsita. El horizonte presenta un contenido relativamente alto de S (0.2%), más de un 99% del cual es S-orgánico (tabla 1). A pesar de la competencia ejercida por los ácidos orgánicos libres, el horizonte presenta cierta capacidad de adsorción de sulfatos (2.8 mmol kg⁻¹ frente a una disolución 1.6 mM de SO₄, 3.3 mmol kg⁻¹ si se considera el S inicial inorgánico existente en el suelo (Camps *et al.*, 1999).

El horizonte Ah₂ difiere del anterior en un menor contenido de ácidos orgánicos libres y aumento de los complejos materia orgánica-Al de elevada reactividad (tabla 1).

Es también un horizonte úmbrico, ácido, con bajo contenido de minerales alterables, alta saturación del CIC por Al y H⁺ y predominio de arcillas de baja cristalinidad. La extracción de Al y Fe con oxalato permite identificar un carácter ándico, según los criterios de la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff 1998) (Al_o+1/2Fe_o >1%). De acuerdo con estos resultados, la fijación de sulfatos resulta elevada, tanto a bajas como a altas concentraciones (4.6 mmol kg⁻¹ en la disolución 1.6 mM, o 5.4 mmol kg⁻¹ si se considera el S inorgánico inicial existente).

Diseño experimental y análisis químico

El estudio se ha realizado durante dos años completos, de enero de 1997 a enero de 1999. Para la toma de muestras del agua de precipitación (Pr) se dispuso en campo abierto, en las proximidades de la parcela forestada, un pluviómetro permanentemente abierto construido en polipropileno, opaco a la luz, de 200L de capacidad y una superficie de recogida circular de 30 cm de diámetro protegida con una malla. Bajo las cubiertas vegetales se instalaron seis colectores de pluviolavado (Pl) de 25L, dispuestos al azar y de características similares al anterior. Para el muestreo de flujo de tallo (Ft) se seleccionaron cuatro árboles representativos de las características medias de la plantación, a cuya corteza se fijó en espiral una manga elástica abierta longitudinalmente, desde una altura de 1.5 m hasta la base del tronco, donde se adaptó a un recipiente de 25 L. El muestreo de las disoluciones se realizó siguiendo eventos de precipitación, lo que resultó una periodicidad aproximadamente semanal durante la estación lluviosa y quincenal a mensual en los meses de verano, realizándose un total de 54 muestreos.

La hojarasca se muestreó utilizando cuatro trampas de recogida de polipropileno, con base cuadrada de 35.5x44.5, que han sido dispuestas al azar bajo la cubierta forestal. Además, se recogieron hojas verdes al final

Tabla 1.- Datos analíticos del suelo.

	Ah ₁ (0-20cm)	Ah ₂ (20-40cm)	C (40-80 cm)
pH _(agua) (1:2,5)	3,86	4,30	4,74
pH _(KCl)	3,70	4,09	4,28
pH _(NaF) 2'	7,86	10,16	7,77
pH _{abrasión}	3,71	4,29	5,13
pH _{oxidación} (2h)	4,38	3,90	4,93
%A.G. (2-0,2mm)	43,25	44,91	43,47
%A.F. (0,2-0,05mm)	13,09	14,20	21,79
%L.G. (0,05-0,02mm)	7,94	5,02	7,44
%L.F. (0,02-0,002mm)	15,87	14,35	12,41
%Arcilla (<0,002mm)	19,84	21,52	14,89
%C	11,37	7,75	0,33
%N	0,96	0,63	0,08
C/N	11,80	12,30	4,10
%S total	0,21	0,18	0,07
%S inorg	0,0014	0,0024	0,0079
%S org	0,209	0,178	0,062
%P	0,030	0,032	0,029
P (Olsen) mg kg ⁻¹	7,74	1,68	1,68
%Ca total	0,10	0,10	0,04
%Mg total	0,18	0,25	0,48
%K total	1,88	2,11	3,30
%Na total	0,30	0,35	0,18
%Si total	16,00	18,25	19,38
%Al total	4,78	5,91	8,08
%Fe total	1,97	2,07	2,06
Hg mg kg ⁻¹	0,11	0,07	0,03
Cd mg kg ⁻¹	<0,5	<0,5	0,8
Mn mg kg ⁻¹	9,5	15,5	23,5
Cu mg kg ⁻¹	2,5	1,5	1,5
Ni mg kg ⁻¹	4,5	4,5	4,7
Pb mg kg ⁻¹	<13	<13	<13
Cr mg kg ⁻¹	5,0	5,0	5,0
Zn mg kg ⁻¹	5,0	5,0	5,0
CICe (cmol _c kg ⁻¹)	10,48	4,95	1,70
CaCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,19 _(1,81)	0,11 _(2,22)	0,04 _(2,35)
MgCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,10 _(0,95)	0,03 _(0,60)	0,02 _(1,18)
NaCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,09 _(0,85)	0,07 _(1,41)	0,04 _(2,35)
KCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,14 _(1,34)	0,05 _(1,01)	0,03 _(1,76)
AlCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	9,27 _(88,5)	4,39 _(88,7)	1,19 _(70,0)
HCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,69 _(6,58)	0,30 _(6,06)	0,38 _(22,4)
%Al _{DC}	0,81	1,21	0,14
%Al _{pir}	0,97	1,63	0,55
%Al _{oxal}	0,86	1,31	0,23
%Al _{NaOH}	1,14	1,64	2,10
%Fe _{DC}	1,41	1,22	0,54
%Fe _{pir}	0,92	0,86	0,09
%Fe _{oxal}	0,70	0,65	0,07
Illita	T	T	F
I-V	T	T	-
Clorita	A	MA	F
Halloysita	A	A	A
Gibbsita	-	-	MA

(T: trazas; F: frecuente; A: abundante; MA: muy abundante)

del periodo de estudio, seleccionando las últimas acículas de ramas del tercio superior en diferentes individuos de la plantación. La toma de muestras de hojarasca se efectuó con una periodicidad trimestral.

Las disoluciones recogidas fueron analizadas inmediatamente después de cada muestreo para pH y conductividad eléctrica, conservándose, después de filtradas por 0.45 μm , en oscuridad a 4°C hasta realizarse el resto de los análisis, normalmente en el periodo de una semana. Los principales iones fueron determinados por cromatografía iónica (Dionex 4500i con detector de conductividad). Las columnas empleadas son AS4A-SC y CS12 para aniones (SO_4 , NO_3 , Cl , NO_2 , PO_4) y cationes (Ca, Mg, K, Na, NH_4), respectivamente. El Al, Si y Fe se determinaron por colorimetría usando pirocatecol violeta (Dougan y Wilson, 1974) en el caso del aluminio, molibdato amónico/ácido ascórbico (Corey y Jackson, 1953) para el Si y ortofenantrolina 1,10 (Black, 1968) para el Fe. El flúor fue medido usando un electrodo selectivo (ORION 94-09) con voltímetro de precisión Metrohm 692.

Las muestras vegetales secas (a 110°C), finamente trituradas, se analizaron para C, N y S (por combustión con detección termoconductivimétrica en el caso de N e infrarroja para C y S, empleando un analizador LECO-CSN 1000) y, tras una digestión ácida con $\text{HNO}_3\text{-HCl}$, para Ca, Mg, K, Na, Si, Al, Fe, Cd, Mn, Cu, Ni, Pb, Cr y Zn, por espectrometría de absorción atómica o emisión, según el caso, utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer 1100B. El P se determinó por colorimetría del complejo fosfo-molibídico (Murphy y Riley, 1962).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Flujos hidrológicos

La precipitación observada en el alto de O Martelo (2315 y 1715 mm en 1997 y 1998, respectivamente), así como su distribución

estacional, durante los años del estudio, responde a los datos normalmente registrados en la zona. El pluviolavado anual representó un 74% de la precipitación (tabla 2), siguiendo una distribución espacial muy marcada, con valores menores en los extremos de la cubierta e incrementos paulatinos hacia el tronco, en donde se produce una concentración muy importante en forma de flujo de tallo; en una pequeña superficie del suelo alrededor del tronco la intensidad de flujo de entrada puede ser superior a 15 veces el pluviolavado medio bajo la cubierta de un individuo arbóreo. La relevancia de este flujo queda mal caracterizada cuando los resultados se expresan globalmente, en términos de l ha^{-1} . Así, para la densidad de plantación de esta parcela (4x4m) el flujo de tallo medio resulta de un 4% de la precipitación, de escasa significación en comparación con el dato medio del pluviolavado. Como resultado de los parámetros anteriores, la interceptación media por la cubierta arbórea resultó de un 22%. Una discusión más detallada de los parámetros del ciclo del agua en este y otros sistemas con P.radiata, en estos años, se recoge en una publicación anterior (Calvo de Anta y Gomez Rey, 2002).

Composición química y flujo de elementos

Precipitación

Una síntesis de la composición química de las disoluciones de precipitación, pluviolavado y flujo de tallo obtenidos en la parcela de estudio se presenta en la tabla 2. En todos los casos la relación entre la suma de cationes y aniones ($\hat{\text{A}}\text{c}^+/\hat{\text{A}}\text{a}^-$, en equivalentes) es muy próxima a la unidad (precipitación: 1.09, pluviolavado: 1.05, flujo de tallo: 1.13), lo que puede ser utilizado como criterio de validación de los resultados al encontrarse dentro del intervalo 0-15% que suele considerarse aceptable para estudios de este tipo (Stedman *et al.*, 1990).

Las aguas de precipitación se caracterizan fundamentalmente por presentar un pH

Tabla 2.- Características químicas de las disoluciones de precipitación (Pr), pluviolavado (Pl) y flujo de tallo (Ft) recogidas en O Martelo durante los años 1997 y 1998.

	Pr (n=54)			Pl (n=317)			Ft (n=203)		
	Media (min-max)	M. pond.	D.T.	Media (min-max)	M. pond.	D.T.	Media (min-max)	M. pond.	D.T.
Vol. (mm mes ⁻¹)	167,9 (0,0-379,5)	-	125,7	123,5 (0,0-317,1)	-	96,44	6,8 (0,0-16,1)	-	5,3
C.E. (μS cm ⁻¹)	33,10 (5,4-184,06)	33,40	29,70	56,80 (13,74-184,95)	49,26	35,34	101,24 (14,30-401,15)	90,94	72,01
pH	5,1 (4,5-6,3)	5,2	-	4,7 (4,3-6,1)	4,7	-	4,1 (3,6-5,1)	4,1	-
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	3,51 (0,93-15,72)	3,59	2,53	5,79 (1,75-21,11)	5,61	3,40	10,22 (1,37-64,27)	9,12	9,58
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	1,62 (0,42-4,97)	1,44	0,95	4,09 (0,71-17,67)	3,43	3,66	8,76 (0,72-66,13)	6,16	12,05
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,56 (0,03-3,29)	0,55	0,59	1,22 (0,04-15,02)	0,77	2,43	1,44 (0,03-34,33)	1,80	5,42
PO ₄ ³⁻ (mg l ⁻¹)	0,05 (0,03-0,62)	0,05	0,08	0,07 (0,03-0,61)	0,05	0,12	0,09 (0,03-2,22)	0,19	0,30
SiO ₄ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,07 (0,05-0,65)	0,07	0,09	0,07 (0,05-0,21)	0,06	0,03	0,12 (0,05-0,57)	0,11	0,12
F ⁻ (mg l ⁻¹)	0,02 (0,01-0,10)	0,02	0,02	0,03 (0,01-0,11)	0,03	0,03	0,04 (0,01-0,23)	0,05	0,05
HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	1,40 (0,60-6,20)	1,30	1,78	2,20 (0,60-88,16)	1,91	2,47	0,66 (0,60-1,80)	0,68	0,22
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	2,03 (0,23-9,36)	2,08	1,48	3,36 (0,88-11,41)	3,09	2,00	6,05 (0,99-37,78)	5,27	5,29
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	0,46 (0,03-1,47)	0,43	0,36	0,65 (0,19-2,46)	0,54	0,48	1,05 (0,07-6,82)	0,93	1,30
Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	0,25 (0,03-1,14)	0,24	0,21	0,59 (0,10-2,36)	0,48	0,49	1,19 (0,05-8,55)	0,99	1,70
K ⁺ (mg/l)	0,63 (0,12-4,13)	0,67	0,67	1,99 (0,53-8,47)	1,65	1,59	3,19 (0,51-20,39)	2,59	3,29
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0,19 (0,03-1,77)	0,16	0,35	0,39 (0,03-3,51)	0,20	0,72	0,13 (0,03-2,36)	0,10	0,34
Al _T (mg l ⁻¹)	0,03 (0,03-0,14)	0,03	0,03	0,04 (0,03-0,23)	0,04	0,03	0,09 (0,03-1,03)	0,08	0,15
Fe _T (mg l ⁻¹)	0,06 (0,05-0,49)	0,06	0,07	0,07 (0,05-0,35)	0,07	0,06	0,14 (0,05-0,84)	0,15	0,14
Co (μg l ⁻¹)	0,2 (<0,1-1,0)	0,7	0,4	0,2 (<0,1-0,7)	0,4	0,3	0,6 (0,3-0,9)	0,5	0,2
Cd (μg l ⁻¹)	0,3 (<0,1-1,0)	0,4	0,4	0,2 (<0,1-0,6)	0,5	0,2	0,3 (<0,1-0,8)	0,2	0,3
Mn (μg l ⁻¹)	11,1 (3,9-30,2)	8,5	9,5	10,0 (3,1-25,0)	20,4	7,4	83,1 (50-220)	74,3	20,1
Cu (μg l ⁻¹)	0,6 (<0,5-1,7)	0,5	0,01	1,5 (<0,5-2,5)	1,5	0,9	7,3 (3,3-14,3)	7,3	5,0
Ni (μg l ⁻¹)	<1	<1	-	2,2 (<1,0-7,3)	1,3	2,6	2,3 (1,3-3,9)	2,5	1,1
Pb (μg l ⁻¹)	0,5 (<0,5-0,9)	0,6	0,2	0,3 (<0,5-0,4)	0,3	0,1	2,9 (<0,5-9,4)	4,1	3,8
Cr (μg l ⁻¹)	0,9 (<0,1-1,8)	0,9	0,6	0,9 (<0,1-1,1)	0,4	0,6	1,1 (<0,1-3,0)	0,9	1,1
Zn (μg l ⁻¹)	2,6 (<0,1-4,6)	2,6	0,2	21,0 (2,3-60,0)	7,9	24,3	27,0 (2,5-50,0)	18,6	23,0
A.O. (μmol _e l ⁻¹)	18,72 (0,00-88,08)	19,00	22,87	22,97 (0,00-132,02)	18,80	28,69	23,38 (0,00-111,65)	18,60	28,11

C.E.: Conductividad eléctrica; Al_T: Aluminio total soluble; Fe_T: Hierro total soluble; A.O.: Aniones orgánicos estimados como diferencia entre la suma de cationes inorgánicos y la suma de aniones inorgánicos; M. pond.: Media ponderada por el volumen; D.T.: Desviación típica.

débilmente ácido, con un valor medio de 5.2 y un máximo de frecuencia en el intervalo 5.4-5.6, próximo al equilibrio agua pura-CO₂. No se obtiene ningún valor por debajo de 4.5, que puede ser considerado como el límite más bajo para aguas naturales (Charlson y Rodhe, 1982) (fig.1). Se trata de disoluciones con una carga iónica extremadamente baja (CE normalmente inferior a 35 mS cm⁻¹). Los iones dominantes son Cl⁻ y Na⁺, que representan el 54% y el 50% de la carga aniónica y catiónica, respectivamente, con una fuerte correlación entre ellos ($r=0.97$; $p<0.01$) y con el Mg ($r\geq 0.80$; $p<0.01$). Considerando el Cl como elemento trazador de origen fundamentalmente marino, y teniendo en cuenta las relaciones iónicas al cloro en el agua del mar recogidas por Colin *et al.*(1987), resulta que

Tabla 3.- Rotación varimax de componentes principales, autovalores y varianzas realizada entre los principales iones de la precipitación recogida en O Martelo entre 1997-1998.

Variable	Factor		
	1	2	3
H ⁺	-0,159	-0,041	-0,430
Na ⁺	0,963	-0,068	-0,018
Ca ²⁺	0,305	0,486	0,491
Mg ²⁺	0,922	0,018	0,122
K ⁺	-0,117	0,121	0,898
NH ₄ ⁺	-0,126	0,916	0,241
PO ₄ ³⁻	-0,077	0,111	0,866
NO ₃ ⁻	-0,171	0,919	-0,112
SO ₄ ²⁻	0,223	0,608	0,436
Cl ⁻	0,969	-0,043	0,019
autovalor	3,19	2,94	1,41
% varianza total	31,89	29,37	14,05

Las características generales de las aguas de precipitación analizadas no difieren sustancialmente de los datos obtenidos anteriormente en áreas rurales de Galicia (Calvo de Anta *et al.*, 1979 y 1992; Dambrine *et al.*, 2000) (tabla 4), lo que confirma la adecuada selección de la zona como representativa del

más del 90% del Na⁺ y del Mg²⁺ del agua de lluvia tienen este origen. En el caso del SO₄⁼ esta proporción desciende hasta un 34% y para Ca²⁺ y K⁺ hasta un 15%. Los resultados del análisis de componentes principales confirman la influencia oceánica en esta zona; para establecer la asociación se utilizó una correlación de 0.5 como valor umbral (Gorsuch, 1983) (tabla 3). En el agua de lluvia analizada se diferencian tres componentes principales que explican más del 75% de la varianza total. El factor marino (definido por la presencia de Cl⁻, Na⁺ y Mg²⁺) explica el 32% de la varianza. El segundo factor incluye NH₄⁺ NO₃⁻ y SO₄⁼ y explica casi un 30% de la varianza. El tercer factor está definido por la presencia de K⁺, PO₄³⁻ y Ca²⁺.

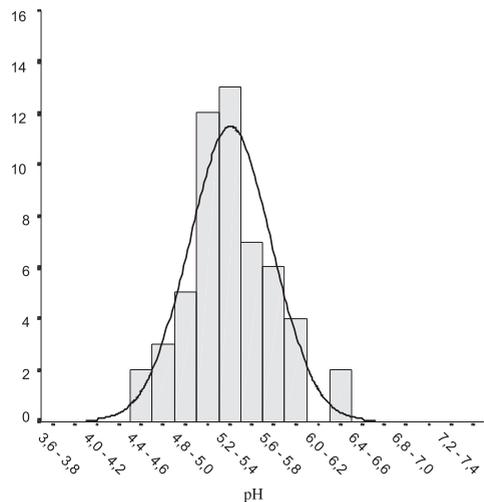


Fig. 1.-Distribución de frecuencias del pH medido en la precipitación de O Martelo (54 muestreos).

territorio para los fines que se persiguen. Las diferencias son más acusadas cuando se comparan con los datos obtenidos en áreas de mayor presión antrópica, al norte y noroeste de la región (Prada-Sanchez *et al.*, 1993; Fernández, 1998; Gómez, 2002; Peña *et al.* 2002) (tabla 4).

Tabla 4.- Comparación entre algunos datos de precipitación obtenidos en Galicia en diferentes áreas y años (concentración media ponderada por el volumen en mg l⁻¹).

Localización	Fecha	pH	SO ₄ ⁼	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Referencia
Martelo (A Coruña)	1997-98	5,2	1,44	0,55	0,16	3,59	2,08	0,43	0,24	0,67	Este estudio
Castiñeirinho (A Coruña)	1975-76	6,0	-	-	-	-	-	0,52	0,48	0,10	Calvo de Anta et al. (1979)
Arcos (Pontevedra)	1994-95	5,5	1,49	0,12	-	3,86	1,98	0,18	0,54	0,16	Dambrine et al. (2000)
Castrove (Pontevedra)	1994-95	5,4	3,71	0,21	-	6,01	3,11	0,48	0,81	0,19	Dambrine et al. (2000)
Goente- F2 (A Coruña)	1988-89	5,0	2,03	0,57	1,05	4,67	2,58	0,20	0,25	0,16	Prada-Sanchez et al. (1993)
Sor (Lugo)	1991-93	4,8	5,90	1,20	0,34	6,66	3,47	0,35	0,43	0,37	Fernández (1998)
As Pontes (A Coruña)	1996-97	4,9	2,88	1,05	0,45	3,90	2,62	0,88	0,32	0,39	Peña et al. (2002)
Goente (A Coruña)	1997-98	4,7	2,62	0,70	0,16	3,48	2,08	0,67	0,25	0,57	Gómez Rey (2002)
Muras (Lugo)	1997-98	5,1	2,88	1,16	0,98	4,37	2,33	0,68	0,47	0,96	Gómez Rey (2002)

Una representación acumulativa de los aportes absolutos de elementos por las aguas de precipitación durante los dos años del estudio pone de manifiesto, excepto en el caso de los compuestos nitrogenados, una dinámica continua sin eventos intensos de incrementos o descensos de inmisión (fig. 2). A partir de los resultados obtenidos se han establecido las relaciones de flujo, que podrí- an ser utilizadas como ecuaciones predictivas (para el área) de los aportes de elementos por lluvia (tabla 5)

Pluviolavado y Flujo de tallo

El agua de lluvia a su paso por las cubiertas forestales sufre una considerable modificación en términos de incremento de acidez y de concentración iónica, incremento que

resulta superior en el flujo de tallo que en el pluviolavado (tablas 2 y 6). En todo caso, los iones Cl⁻ y Na⁺ siguen siendo los dominantes de las disoluciones, seguidos a mucha distancia por SO₄⁼, K⁺ y NO₃⁻.

La acidificación es normalmente de 0.5 unidades de pH para el pluviolavado y de hasta 1.0 unidad para el flujo de tallo (valores medios de 4.7 y 4.1, respectivamente). Este enriquecimiento de protones, común en bosques, especialmente de coníferas, es del mismo orden al observado con anterioridad en disoluciones recogidas en Galicia bajo *Pinus radiata* (Calvo de Anta *et al.*, 1979a; Fernández, 1998). Entre las causas más frecuentemente señaladas para justificar este hecho suele aducirse el lixiviado de ácidos

Tabla 5.- Ecuaciones de flujo acumulado de elementos por precipitación y pluviolavado (y:mg m⁻²; x:mm de precipitación acumulada) (resultan de la fig.2).

	PRECIPITACIÓN		PLUVIOLAVADO	
H ⁺	y = 6,2 10 ⁻³ x + 0,73	r ² = 0,97	y = 16,5 10 ⁻³ x + 1,03	r ² = 0,99
Cl ⁻	y = 0,01x + 7,65	r ² =0,99	y = 5,91x - 760,9	r ² =0,99
SO ₄ ²⁻	y = 1,46x - 163,1	r ² =0,99	y = 3,11x - 56,3	r ² =0,97
NO ₃ ⁻	y = 0,50x + 299,07	r ² =0,93	y = 0,69x + 10,73	r ² =0,95
NH ₄ ⁺	y = 0,15x + 137,71	r ² =0,82	y = 0,20x - 14,35	r ² =0,94
Ca ²⁺	y = 0,44x + 112,84	r ² =0,98	y = 0,53x - 16,86	r ² =0,99
Mg ²⁺	y = 0,26x + 24,76	r ² =0,98	y = 0,49x - 53,45	r ² =0,99
K ⁺	y = 0,64x - 211,64	r ² =0,95	y = 1,67x - 145,1	r ² =0,99
Na ⁺	y = 2,17x - 109,08	r ² =0,99	y = 3,27x - 398,4	r ² =0,99

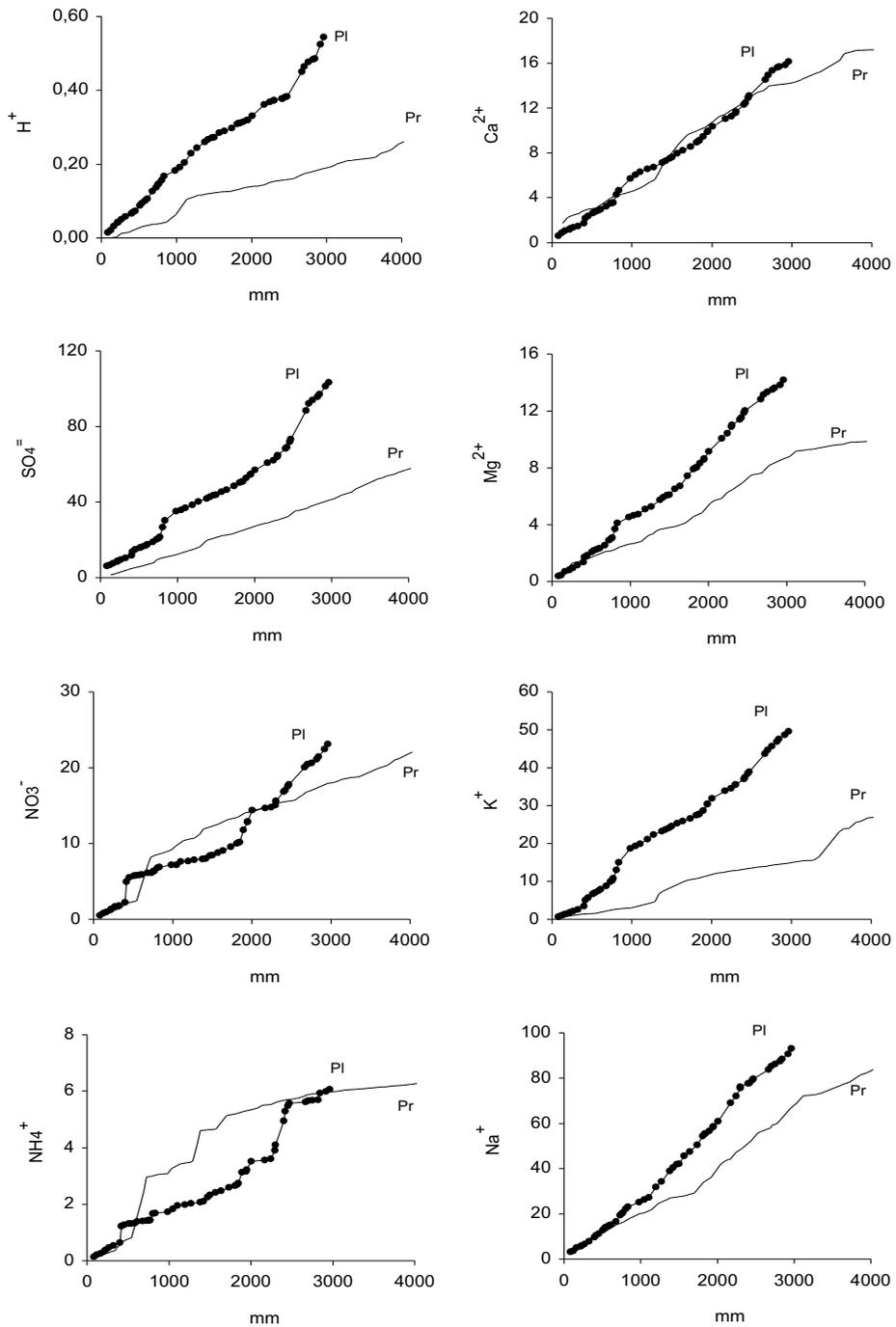


Fig. 2.- Flujos acumulados de H, SO₄, NO₃, NH₄, Ca, Mg, K y Na en precipitación y pluviolavado (kg ha⁻¹) para el periodo 1997-99.

orgánicos desde las cubiertas vegetales. Sin embargo, una estimación de los componentes orgánicos, realizado a partir del déficit aniónico en los balances de carga de las disoluciones, da resultados medios muy bajos (18.8 mmol_c l⁻¹ para el pluviolavado y 18.6 mmol_c l⁻¹ para el flujo de tallo), no muy diferentes a los obtenidos por este mismo procedimiento en las aguas de lluvia (19.0 mmol_c l⁻¹) (tabla 2); sin duda, otros factores como la presencia de compuestos aniónicos ácidos, así como de formas oxidables de nitrógeno, en la deposición seca, contribuyen al proceso de acidificación del pluviolavado en estas zonas.

El enriquecimiento iónico de las disoluciones al contacto con la cubierta vegetal es importante sobre todo para SO₄⁼, K⁺ (y, en menor medida, Mg²⁺), que presentan al final de la experiencia un aporte por pluviolavado que duplica al obtenido para la precipitación (fig. 2 y tabla 6). En el caso del SO₄⁼, el exceso obtenido puede ser contabilizado directamente como deposición seca, considerando que no existe, o es irrelevante, el intercambio por la copa, de modo que para este compuesto el aporte por vía húmeda y seca resultan del mismo orden (tabla 6).

En el caso del K⁺, aunque la precipitación es la principal vía de entrada, la deposición seca también resulta importante (tabla 6). Además, para este elemento se reconoce la existencia de un lixiviado desde la copa de una magnitud similar a la deposición seca. Algo similar puede decirse del Mg²⁺ (tabla 6). Para el Ca²⁺, por el contrario, lo más reseñable es la existencia de procesos de absorción por la cubierta (fig.2). El cálculo de estas fracciones se ha realizado usando el Na⁺ como elemento trazador, cuya presencia en el pluviolavado tiene exclusivamente un origen externo, sin lixiviado ni absorción por la copa; las relaciones de estos elementos al Na⁺, en la precipitación, han sido utilizadas para la discriminación entre el componente externo en el pluviolavado neto y el lixiviado de copa.

Para NO₃⁻ y NH₄⁺ se utilizó el SO₄⁼ como elemento trazador (Marques *et al.*, 1997). Para estos compuestos, valorados conjuntamente, tanto la deposición húmeda como la seca son considerables, resultando una absorción por la copa de parte de estas entradas (tabla 6). En el caso del amonio, la fuerte reducción de los aportes por lluvia (fig.2) puede también ser consecuencia de una transformación oxidativa a nitrato.

Nuevamente, la composición del pluviolavado responde en líneas generales a la observada en otros estudios realizados en Galicia en áreas que se consideran libres de impactos (Calvo de Anta *et al.*, 1979a; Fernández-Sanjurjo, 1998; Dambrine, *et al.*, 2000). Sin embargo, análisis realizados en bosques de *P. radiata* en áreas próximas a focos de contaminación presentaron valores muy diferentes, en general para todos los elementos, pero reseñables sobre todo para sulfatos cuya concentración media en el pluviolavado para los mismos años 1997 y 1998 resultó entre 2 y 5 veces la obtenida en este estudio (Gómez, 2002).

Debido a la menor área de influencia, y a pesar de tener unas concentraciones mayores, el flujo de tallo contribuye globalmente poco a la deposición de iones bajo la cubierta forestal (alrededor de un 9% del total Pl+Ft). Sin embargo, si se cuantifican las entradas para el área más próxima al tronco los valores pueden resultar, en términos comparativos, muy importantes. La deposición de algunos iones como H⁺, Mg²⁺, SO₄⁼ o NO₃⁻, excede en varios órdenes de magnitud las cantidades aportadas a otras zonas del suelo forestal, sólo afectadas por la precipitación o el pluviolavado (tabla 6). Estos resultados, junto a los obtenidos para el balance hidrológico, ponen de manifiesto la necesidad de considerar la variabilidad espacial de los factores (y/o parámetros) de formación del suelo cuando se consideran suelos forestales, sobre todo con especies de coníferas, en áreas de elevada precipitación, lo que resultaría toda-

Tabla 6. Flujos anuales de elementos ($\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y $\text{kg tallo}^{-1}\text{año}^{-1}$) por precipitación, pluviolavado y flujo de tallo durante los años 1997 y 1998 en O Martelo. A.O.: flujo de aniones orgánicos establecido a partir de los balances de carga, en $\text{mmol}_c \text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ y $\text{mmol}_c \text{ tallo}^{-1} \text{año}^{-1}$, respectivamente.

Año	H ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃	PO ₄ ³⁻	SiO ₄ ⁻	F ⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Al _r	Fe _r	A.O.
1997																
Precipitación	0,15	87,37	30,73	15,33	0,93	1,77	0,65	30,44	48,75	12,11	6,48	12,92	5,61	0,87	1,26	52,52
Deposición seca	-	-	21,29	6,94	-	-	-	-	-	4,79	0,83	7,60	3,43	-	-	-
Absorción neta	-	-	-	12,74	-	-	-	-	-	7,96	-	-	6,42	-	-	-
Lixiviado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	7,66	-	-	-	-
Pluviolavado	0,29	84,58	46,48	9,03	0,51	0,98	0,52	35,62	47,43	8,20	6,72	25,88	2,48	0,63	1,04	25,33
Flujo de tallo	0,06	8,33	5,54	0,51	0,04	0,11	0,05	0,70	4,46	0,73	0,76	2,31	0,15	0,06	0,09	1,22
F. de tallo (kg/tallo)	0,89	133,32	88,56	8,13	0,59	1,70	0,79	11,21	71,30	11,72	12,20	36,91	2,43	0,92	1,38	19,55
Pluviol./Precip.	1,88	0,97	1,51	0,59	0,55	0,56	0,79	1,17	0,97	0,68	1,04	2,00	0,44	0,72	0,82	0,48
Pl. neto [PI+FI+PI]	0,19	5,54	21,29	-5,79	-0,38	-0,68	-0,09	5,88	3,13	-3,18	1,00	15,26	-2,99	-0,19	-0,14	-25,97
Hojarasca	-	-	41,13	257,34	10,67	1,19	-	-	1,78	10,52	4,08	9,70	-	3,34	1,63	-
1998																
Precipitación	0,11	57,14	27,11	6,73	1,00	0,90	0,25	22,05	35,07	5,09	3,38	13,95	0,66	0,47	1,20	23,99
Deposición seca	-	-	34,25	10,28	-	-	-	-	-	2,90	2,04	8,14	0,83	-	-	-
Absorción neta	-	-	-	0,49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lixiviado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71	2,91	3,47	2,11	-	-	-
Pluviolavado	0,25	82,60	56,81	14,09	0,85	0,80	0,31	21,00	45,60	7,93	7,48	23,63	3,58	0,48	1,21	30,44
Flujo de tallo	0,05	6,59	4,55	2,44	0,27	0,07	0,04	0,41	4,17	0,78	0,86	1,93	0,02	0,07	0,16	1,82
F. de tallo(kg/tallo)	0,85	66,76	72,79	39,04	4,28	1,20	0,60	6,62	66,76	12,51	13,73	30,81	0,32	1,14	2,52	29,10
Pluviol./Precip.	2,37	1,45	2,10	2,09	0,85	0,89	1,23	0,95	1,30	1,56	2,21	1,69	5,44	1,02	1,01	1,27
Pl. neto [PI+FI+PI]	0,20	32,04	34,25	9,80	0,11	-0,03	0,09	-0,64	14,70	3,62	4,96	11,60	2,95	0,08	0,17	8,27
Hojarasca	-	-	47,28	295,78	12,27	1,36	-	-	2,05	12,10	4,69	11,16	-	3,83	1,87	-

vía más importante en ambientes con contaminación atmosférica. Estudios realizados por diferentes autores (Zinke, 1962; Gesper y Holowaychuk, 1971; Falkengren-Grerup, 1989) muestran la influencia del flujo de tallo sobre las propiedades químicas del suelo del entorno más próximo a la planta. Además del flujo de tallo, la acidificación del suelo en estas zonas también parece estar relacionada con la cantidad, composición química y patrón de distribución de la hojarasca, teniendo una gran importancia la deposición de corteza, un material de naturaleza más ácida que las hojas (Zinke, 1962; Gesper y Holowaychuk, 1971; Deschaseaux y Ponge, 2001).

Hojarasca

La producción anual de hojarasca (acículas, predominantemente) fue de 7412 kg ha⁻¹ en 1997 y de 8519 kg ha⁻¹ en 1998, siguiendo una distribución gradual a lo largo del año. Esta producción es bastante alta si se compara con plantaciones de *Pinus radiata* en otras

áreas (Cromer *et al.*, 1984; Huber *et al.*, 1986; Barraqueta y Basagoiti, 1998; Crockford y Richardson, 1998; González-Arias *et al.*, 1998; Berg *et al.*, 1999). Además de aspectos relacionados con el marco de plantación, edad de la población, etc., no puede descartarse la influencia del clima de la región que induce valores elevados de todos los parámetros relacionados con la productividad.

En general, la composición de las acículas (tabla 7) es de un orden similar a la observada para esta especie en otros estudios, tanto relativos a hojarasca (Calvo de Anta *et al.*, 1979b; García-Arrese y Macías, 1993; González-Arias, 1998) como acículas en verde (Sánchez-Rodríguez, 2001; Español *et al.*, 2001), recogidas en plantaciones gallegas, sobre granito, con edades medias similares a las de nuestro estudio, y no presentan deficiencias importantes de ningún elemento comparado con los valores críticos propuestos por Will (1985) para esta especie.

Tabla 7.-Composición de la hojarasca en diferentes periodos y de las hojas verdes recogidas en el año 2000 en la parcela de O Martelo.

	En-Feb 1997	-Sep 1997	-Feb 1998	-Jun 1998	-Sep 1998	-Dic 1998	Valores medios	Hojas verdes (V.medios)
kg ha ⁻¹	1357	3701	2355	2527	3991	2000	-	-
%C	51,7	48,7	49,5	48,3	50,3	50,0	49,8	-
%N	1,16	1,00	0,92	0,90	0,83	0,70	0,78	-
%S	0,35	0,27	0,19	0,20	0,11	0,16	0,35	0,14
%P	-	0,04	0,05	0,05	0,04	0,03	0,04	0,12
%Ca	0,11	0,16	0,12	0,18	0,16	0,12	0,14	0,10
%Mg	0,06	0,07	0,05	0,07	0,03	0,04	0,06	0,08
%K	0,20	0,07	0,12	0,24	0,10	0,07	0,13	1,02
%Na	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,16
%Si	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,004
%Al	0,07	0,04	0,04	0,05	0,04	0,03	0,05	0,04
%Fe	0,03	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
Cd (mgkg ⁻¹)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Mn (mgkg ⁻¹)	158	237	157	303	226	163	207	256
Cu (mgkg ⁻¹)	4,5	3,2	3,5	2,5	12,5	3,8	5,0	6,5
Ni (mgkg ⁻¹)	1,3	6,0	5,5	10,5	6,3	13,8	7,2	3,0
Pb (mgkg ⁻¹)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Cr (mgkg ⁻¹)	4,0	11,0	6,6	17,0	14,0	14,8	11,2	<2,5
Zn (mgkg ⁻¹)	61,0	21,0	31,3	51,0	34,3	19,6	36,4	37,5

La composición media de la hojarasca sigue una secuencia de abundancia relativa C>N>S>Ca>K>Mg>Al>P, diferente de la obtenida para hojas verdes que resultó: C>N>K>Ca>S>P>Ca>Mg (tabla 7). Los mayores valores, relativos, de las concentraciones de P y K en hojas verdes pueden estar relacionadas con procesos de retraslocación o retirada de elementos antes de la abscisión foliar y con la pérdida de nutrientes durante las etapas incipientes de descomposición. La mayor diferencia de concentraciones se da en el K, para el que se observó una retención en torno al 80% antes de la caída de hoja. Para el P la retraslocación resultó próxima al 50% .

CONCLUSIONES

Según los resultados obtenidos en nuestro trabajo, y teniendo en cuenta la localización de la parcela de estudio, la intensidad de los muestreos, las réplicas realizadas, la duración del ensayo..., así como la similitud obtenida para parámetros aislados que han sido analizados anteriormente en diferentes zonas de Galicia, se puede considerar que los niveles de deposición observados en O Martelo representan adecuadamente las condiciones regionales para la calidad actual de la precipitación en zonas rurales de "escasa" influencia antrópica, por lo que pueden ser utilizados a efectos de plantear el diseño de un sistema de vigilancia ambiental de la calidad integrada de sistemas forestales.

La composición química de las disoluciones de entrada refleja una fuerte influencia marina (los iones con este origen son responsables del 85% de la carga iónica) y un estado ácido-base en torno al equilibrio CO₂-H₂O pura. Al atravesar las cubiertas vegetales se produce un incremento de acidez, sobre todo para el flujo de tallo, cuyo valor medio de pH resulta próximo a 4,1. Se reconoce, además, un incremento en la concentración de la mayoría de los elementos, resultando que el flujo de deposición (por pluviolavado) en

áreas forestadas supera en varios órdenes de magnitud al existente en áreas no arboladas (por precipitación), fenómeno que afecta principalmente a la zona de suelo más próxima al tronco. El lavado de la deposición seca interceptada contribuye en gran medida a este efecto; para algunos elementos (K, Mg) también se reconocen procesos de lixiviado desde la copa. Por el contrario, Ca y compuestos de N, experimentan una importante absorción por la cubierta vegetal.

La entrada de PO₄, NO₃ y Al al suelo se produce fundamentalmente a través de la hojarasca (entre 80 y 95% del aporte total). En contraste, el pluviolavado es la principal vía para el Na y K (>95% y 70%, respectivamente). En el caso del Ca, Si, Fe y SO₄ los aportes son similares en las dos fracciones.

REFERENCIAS

- Barraqueta, P. y Basagoiti, M. (1998): Producción de la hojarasca y aporte de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco. *Actas del Congreso Mundial Vasco*. Biología ambiental, Tomo I, 411-426.
- Berg, B., Albrektson, A., Berg, M.P., Cortina, J., Johansson, M.-B., Gallardo, A., Madeira, M., Pausas, J., Kratz, W., Vallejo, R., McClaugherty, Ch. (1999): Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Ann. For. Sci.* 56, 625-639.
- Black, C.A. (1968): Soil-Plant relationship. John Wiley and Sons (Eds). London, 792pp.
- Calvo de Anta, R, Paz González, A., Díaz-Fierros, F. (1979a): Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación del suelo en Galicia. II: Aportes de elementos por lavado de cubierta y tronco. *An. Edafol. Agrob.* XXXVIII, 1675-1191.

- Calvo de Anta, R., Paz González, A., Díaz-Fierros, F. (1979b): Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación del suelo en Galicia. III: Aportes por hojarasca, perdidas por drenaje y escorrentía. Balance de agua y los elementos a través del suelo. *An. Edafol. Agrob.* XXXVIII, 1983-2000.
- Calvo de Anta, R. (1992): *El eucalipto en Galicia*. Sus relaciones con el medio natural. Universidade de Santiago de Compostela (Ed.).
- Calvo de Anta, R. y Gómez Rey, M.X. (2002): Distribución espacial del ciclo del agua en suelos forestales con *Pinus radiata* de Galicia (NO de España). *Edafología*, 9 nº1.
- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E., Macías, F. (1999): Relating sulfate sorption in forest soils to lithological classes, as defined to calculate Critical Loads of Acidity. *Sci Total Environ*, 241, 181-195.
- Charlson, R.J. y Rodhe, H. (1982): Factors controlling the acidity of natural rainwater. *Nature* vol. 295, 683-685.
- Colin, J.L., Jaffrezo, J.L., Pinard, J., Roulette-Cadene, S. (1987): Sequential sampling of snow in a rural area. Experimentation and identification of the acidifying agents. *Atmos. Environ.* 5, 1147-1168.
- Corey, R.B. y Jackson, M.C. (1953): Silicate analysis by rapid semichemical system. *Anal. Chem.* 25, 1233-1238.
- Crockford, R.H. y Richardson, D.P. (1998): Litterfall, litter and chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia: 1. Litterfall and litter. *Hydrol. Processes* vol. 12, 365-384.
- Cromer, R.N., Tompkins, D., Barr, N.J., Williams, E.R., Stewart, H.T.L. (1984): Litter-fall in a *Pinus radiata* forest: the effect of irrigation and fertilizer treatments. *J. Appl. Ecol.* 21, 313-326.
- Dambrine, E., Antonio Vega, J., Taboada, T., Rodríguez, L., Fernández, C., Macías, F., Gras, J.M. (2000): Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Ann. For. Sci.* 57, 23-38.
- Deschaseaux, A. y Ponge, J.F. (2001): Changes in the composition of humus profiles near the trunk base of an oak tree (*Quercus petraea* (Mattus.) Liebl.). *Eur. J. Soil Biol.* 37, 9-16.
- DGCN (2000): *Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006: Galicia*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España.
- Dougan, W.K. y Wilson, A.L. (1974): The absorptometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and the development of a improved method. *Analyst*, julio, vol. 99, 413-430.
- Español, E., Moo, C., Rivero, M., Mesego, J., Mato, M.C., Vega, G. (2001): Contenidos foliares de macro y micronutrientes y su variación estacional en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don de Galicia. *III Congreso Forestal Español*, 573-578.
- Falkengren-Grerup, U. (1989): Effect of stemflow on beech forest soils and vegetation in southern Sweden. *J. Appl. Ecol.* 26, 341-352.
- Fernández, V. (1998): *Flujo de precipitación, pluviolavado y escorrentía en la cuenca alta del río Sor. Aplicación de un balance de elementos al estudio de los efectos de la deposición atmosférica*. Tesis Doctoral. Facultade de Biología. Universidade de Santiago de Compostela.
- Fernández-Sanjurjo, M.J., Alvarez, E., Fernández-Vega, V., García-Rodeja, E. (1998): Chemistry of soil solutions under different kinds of vegetation in the vicinity of a thermal power station. *Environ. Pollut.* 101, 131-142.

- García-Arrese, A. y Macías, F. (1993): Incorporación de nutrientes a través de la hojarasca en sistemas forestales. *Congreso Forestal Español*, pp 319-322.
- Gesper, P.L. y Holowaychuk, N. (1971): Some affects of stem flow from forest canopy trees on chemical properties of soils. *Ecology* 52, 691-702.
- Gómez Rey, M.X. (2002): *Efectos de la deposición atmosférica ácida sobre la dinámica del suelo y los ciclos biogeoquímicos en sistemas forestales de Galicia*. Tesis Doctoral. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela.
- Gonzalez-Arias, A., Amezaga, I., Echeandia, A., Domingo, M., Onaindia, M. (1998): Buffering capacity through cation leaching of *Pinus radiata* D. Don canopy. *Plant Ecol.* 139, 247-258.
- Gorsuch, R.L. (1983): *Factor Analysis*. Lawrence Erlbaum Associates, NJ.
- Huber, A., Schlatter, J.E., Oyarzun, C. (1986): Aporte de elementos nutritivos por la hojarasca de un bosque adulto de *Pinus radiata*. *Bosque* vol.7 (2), 59-64.
- Marques, R., Ranger, J., Villette, S., Granier, A. (1997): Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2.- Quantitative approach. *Forest Ecol. Manag.* v.92 (1-3), 167-197.
- Murphy, J. y Riley, J.P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27, 31-36.
- Peña, R.M., García, S., Herrero, C., Losada, M., Vázquez, A., Lucas, T. (2002): Organic acids and aldehydes in rainwater in a northwest region of Spain. *Atmos. Environ.* vol 36(34), 5277-5288.
- Prada-Sanchez, J.M., García-Jurado, I., González-Manteiga, W., Fiestras-Janeiro, M.G., Espada-Ríos, M.I., Lucas-Domínguez, T. (1993): Multivariate statistical analysis of precipitation chemistry in northwestern Spain. *Water Air Soil Poll.* 69, 37-55.
- Sánchez-Rodríguez, F. (2001): Estudio de la calidad de estación, crecimiento, producción y silvicultura de *Pinus radiata* D. Don de Galicia. Tesis Doctoral. Escola Politécnica Superior. Universidade de Santiago.
- Stedman, J.R., Heyes, C.J., Irwin, J.G. (1990): A comparison of bulk and wet-only precipitation collectors at rural sites in the United Kingdom. *Water Air Soil Poll.* 52, 377-395.
- Soil Survey Staff (1998): *Keys to Soil Taxonomy*, eight edition. U.S.D.A., N.R.C.S., U.S. Government. Printing Office, Washington, DC, USA, 326.
- Will, G.M. (1985): Nutrient deficiencies and fertiliser use in New Zealand exotic forests. FRI-Bulletin, Forest Research Institute, New Zealand. N° 97, 53 pp.
- Zinke, P.J. (1962): The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. *Ecology*, 43, 130-133.

DATOS PARA EL DESARROLLO DE UNA RED INTEGRADA DE SEGUIMIENTO DE LA CALIDAD DE SUELOS EN GALICIA (N.O. DE ESPAÑA): BALANCES GEOQUÍMICOS EN SUELOS FORESTALES (*PINUS RADIATA*). 2.SALIDAS DE ELEMENTOS Y BALANCE DEL SUELO FORESTAL.

M. X. GÓMEZ-REY, R. CALVO DE ANTA

Dpto. de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Biología. Universidade de Santiago de Compostela, 15782. Santiago de Compostela. Email: edchus@usc.es y edrcda@usc.es

Resumen: Se completa el estudio presentado en un trabajo anterior, analizándose las salidas de elementos del suelo forestal en forma de drenaje y retirada por biomasa, y se estiman los balances entrada-salida para los años 1997 y 1998. El estudio se realiza en un sistema forestal con *Pinus radiata* localizado en una zona con baja influencia humana de Galicia (NO de España). El suelo presentó en su conjunto un balance positivo para S, K, Mg y P (de unos 14, 14 y 0.7 kg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente). La tasa anual de incremento relativo, teniendo en cuenta los contenidos totales de estos elementos en el suelo, resultó de 0.03 % para S, 0.008 % para P y 0.004 % para K. Por el contrario, el balance global fue negativo para Na, Ca, Mg, Si, Fe y Al (-10, -4, -0.8, -29, -4 y -1 kg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente). El orden de movilidad relativa fue: Ca>Na>>Mg≈Si≈Fe>>Al (0.054 %, 0.038 %, 0.002 %, 0.002 %, 0.002%, y 0.0001 %, respectivamente).

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto el importante peso ejercido por la vegetación en la minimización de las pérdidas de elementos por lavado, a través de los ciclos biogeoquímicos, reconociéndose una tendencia fuertemente diferenciada entre los horizontes superficiales, generalmente con balances parciales positivos, y el resto del suelo.

Palabras clave: Balances biogeoquímicos, suelos forestales

Abstract: The present study is a continuation of work presented in a previous paper, analysing the element losses from forest soils in the form of drainage and biomass extraction, in order to estimate the input-output balance during the years 1997 and 1998. The study is carried out in *Pinus radiata* forest located in area with minimum human influence in Galicia (NW Spain). Soils showed an a global positive balance for S, K and P (about 14, 14 and 0,7 kg ha⁻¹ year⁻¹, respectively). The annual rate of relative increase was, S: 0,03 %;P: 0,008 %; and K: 0,004 %. In contrast, the global balance was negative in the case of Na, Ca, Mg, Si, Fe and Al (-10, -4, -0.8, -29, -4 and -1 kg ha⁻¹ year⁻¹, respectively). The order of relative mobility was: Ca>Na>>Mg≈Si≈Fe>>Al (0,054 %, 0,038 %, 0,002 %, 0,002 %, 0,002%, and 0,0001 %, respectively).

The obtained results show the importance of the role exerted by the vegetation in the minimization of the element losses by washing, through the biogeochemical cycles, distinguishing strong differences between superficial horizons (generally with partially positive balances), and the rest of the soil.

Key Words: Biogeochemical budgets, forest soils

INTRODUCCIÓN

Con el fin de contribuir al establecimiento de un sistema de vigilancia de la calidad de los suelos forestales de Galicia, durante 1997 y 1998 se realizó un estudio de las propiedades del suelo y de los balances geoquímicos de elementos en un sistema forestal con *Pinus radiata* que se consideró representativo de la región para áreas de baja a muy baja influencia antrópica. El objetivo principal fue la obtención de datos que pudiesen ser utilizados como base de referencia frente a zonas próximas a focos de contaminación, así como para reconocer posibles modificaciones de las tendencias de evolución de los suelos forestales a lo largo del tiempo. Se seleccionó una cuenca forestada en el centro-oeste de Galicia, en el Alto do Martelo, a 490 m de altitud, con suelos de tipo Umbrisol haplico (FAO, 1998) desarrollados sobre granito de dos micas. En una publicación anterior se presentaron los datos de los análisis generales de los suelos y la parte del balance geoquímico correspondiente a las entradas de elementos por precipitación, pluvio lavado y hojarasca (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002).

En este trabajo se analizan las pérdidas por drenaje y por extracción de biomasa maderable y se establecen los balances biogeoquímicos del sistema.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la toma de aguas gravitacionales se utilizaron lisímetros de tensión cero (LI) contruidos en metacrilato de 1 cm de grosor, en forma de cuña con base rectangular de 38x29 cm y tres paredes de 10 cm de altura. La salida, adaptada a un tubo de goma, se rellenó con una barrera filtrante de 10 cm de largo construida con malla de polipropileno de 2mm de luz. Los lisímetros se introdujeron por duplicado bajo los diferentes horizontes de suelo (O+Ah₁, O+Ah₁+Ah₂, O+Ah₁+Ah₂+C) tras la apertura de una cali-

cata abierta en una zona no afectada por las raíces, que se selló al finalizar la instalación con el material de suelo desalojado, a fin de minimizar circulaciones preferenciales. Los tubos de salida se canalizaron subterráneamente hasta el área de muestreo, un pozo de varios metros de profundidad separado unos 15 m de los lisímetros. Así mismo, en una zona del suelo más próxima a los árboles (se seleccionaron individuos representativos de la población) se instalaron dos lisímetros de relleno (LR) contruidos en material de polipropileno con paredes rígidas de malla de 2 cm de luz y base (con bandeja de recogida) rectangular de 51.0 x 37.5 cm, que se rellenaron con material de suelo (horizonte O+Ah₁), con volumen conocido, y se dispusieron en el hueco desalojado por este material. En todos los casos el muestreo de las disoluciones se realizó siguiendo eventos de precipitación, realizándose un total de 54 muestreos durante los años 1997 y 1998. Por otra parte, durante el año 1998, se han tomado mensualmente aguas de salida del sistema edáfico, abriendo una cuneta a 80 cm de profundidad sobre la saprolita, en la parte baja de la cuenca forestada; los flujos netos se establecieron aplicando balances iso-cloro.

El consumo medio anual de elementos por biomasa (consumo neto, maderable) (BTM) se calculó a partir del análisis de composición de madera de diferentes individuos de la población, teniendo en cuenta los valores de densidad obtenidos (0.37 g/cc en seco y de 0.90 g/cc en húmedo), la edad de la población y los datos de productividad media para esta especie en la zona de estudio (13m³/ha/año). El muestreo se realizó utilizando un sacabocados de 5mm de diámetro que se introdujo en los troncos a una altura de 130cm. La absorción absoluta de elementos por producción de corteza se ha calculado considerando la relación media tronco/corteza de 10.3, obtenida en la zona.

El análisis químico general de las disoluciones y muestras vegetales se ha realizado

usando los métodos analíticos descritos en el trabajo anterior (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002). Para el fraccionamiento de Al soluble se aplicó el protocolo propuesto por Driscoll (1984) y modificado por Álvarez Rodríguez y Calvo de Anta (1992), diferenciándose las especies Al soluble en ácido (Al_{SA}), probablemente polímeros de complejos organo-alumínicos, Al reactivo (Al_R), que incluye especies monoméricas de tipo inorgánico (Al lábil) y orgánico (Al no lábil).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ciclo hidrológico

Según se recogió en la publicación anterior, la precipitación media en el Alto do Martelo durante los años 1997 y 1998 fue superior a 2000 mm/año, resultando la interceptación por la copa próxima al 22%. El 74% alcanzó el suelo en forma de pluvio lavado, desde las cubiertas, y el 4% restante lo hizo deslizándose a lo largo del tronco (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002). Dada la importancia que el ciclo del agua tiene sobre la formación de los suelos en regiones húmedas, los resultados obtenidos se complementaron con los registrados en otras dos estaciones forestales al norte de las provincias de Lugo y A Coruña, para los mismos años y con idéntico protocolo experimental (Calvo de Anta y Gómez Rey, 2002). En líneas generales los registros obtenidos en las áreas de mayor pluviosidad (>1700 mm año⁻¹) responden a un mismo patrón que puede resumirse en una interceptación media de un 17 % y una entrada anual bajo las cubiertas de un 76% (7% en forma de flujo de tallo).

Según estos resultados, en términos globales (l/ha) el flujo de tallo resulta irrelevante en comparación con el pluvio lavado. Sin embargo esta generalización no permite caracterizar adecuadamente las variaciones espaciales de la intensidad de las entradas de agua en el suelo, en función de la ubicación de los individuos arbóreos, variaciones muy

importantes en esta región. En periodos de intensa precipitación se reconoce un fuerte efecto concentrador del pluvio lavado desde el extremo de las ramas hasta las inmediaciones del tronco, registrándose en una pequeña superficie alrededor del tallo el volumen correspondiente a 1,2 m² del suelo medio (>1700 l/año) (Calvo de Anta y Gómez Rey, 2002). Así pues, debido a la dificultad de conocer exactamente la entrada real de agua al suelo en cada punto, el establecimiento de los balances hídricos en los distintos horizontes resultó también complejo. Por esta razón, junto a los datos obtenidos en los lisímetros de cuña (introducidos en el suelo en áreas no próximas a troncos) se utilizaron los lisímetros de relleno más próximos a los árboles (LR) y los datos de las aguas de salida del sistema, sobre la saprolita (a 80 cm de profundidad). Una valoración global de los resultados obtenidos indica que en el conjunto del suelo forestal en la parcela de O Martelo, la salida de agua representó un 47% y un 62% de la precipitación, en 1997 y 1998, respectivamente, y la evapotranspiración un 28 % y un 19%, respectivamente. Resultados similares se obtuvieron en las otras dos estaciones forestales analizadas en el mismo periodo (tabla 1).

Composición de las aguas de drenaje

La composición media y los intervalos de variación obtenidos en las disoluciones de drenaje se recogen en la tabla 2. De acuerdo con la fuerte pluviosidad, el escaso tiempo de residencia y la composición química de estos suelos, las aguas gravitacionales resultan extremadamente diluidas, oscilando la fuerza iónica alrededor de 1.5×10^{-3} mol l⁻¹, en comparación con las observadas en otras áreas de clima templado, para las que se señalan valores medios de este parámetro en torno a 0.4 mol l⁻¹, y de un orden similar a las detectadas en medios más cálidos y húmedos (Adams, 1974; Altman y Dittmer, 1966; Gillman y Bell, 1977).

Tabla 1.- Balance del agua en O Martelo y datos medios obtenidos en tres estaciones forestales con similares características y estudiadas en el mismo periodo (1). Se incluyen cálculos del ciclo del agua aplicando un modelo de distribución heterogénea (*) (Calvo de Anta y Gómez Rey, 2002).

	O Martelo		O Martelo	Datos medios (1)
(l m ⁻² año ⁻¹)	1997	1998	(año medio)	(año medio)
PR	2315	1715	2015	1988
PLmedio (%PR)	1639.3 (70.8)	1323.7 (77.2)	1481.5 (73.5)	1504.9 (75.6)
FTmedio l tallo ⁻¹ l m ⁻² eq (%PR)	1518.2 94.9 (4.07)	1100.7 68.8 (4.01)	1309.5 81.9 (4.06)	2336.0 146.0 (7.3)
INTmedia (%PR)	580.1 (25.1)	321.5 (18.8)	450.8 (22.3)	337.1 (17.0)
(*)PL _{COPA}	1412.2	1046.2	1229.2	1213.1
(*)PL _{LIBRE}	497.7	368.7	433.2	427.4
∑ PL (%PR)	1909.9 (82.5)	1414.9 (82.5)	1662.4 (82.5)	1640.5 (82.5)
FT (%PR)	94.9 (4.07)	68.8 (4.01)	81.9 (4.06)	146.0 (7.3)
(*)INT (%PR)	310.2 13.4	231.3 13.4	270.8 13.4	201.1 10.1
DRAh _{1(LR)}	1063.0	1030.6	1046.8	1037.4
DRAh _{1(LI)}	-	-	1268.4	nd
DRAh _{2(LI)}	-	-	968.2	nd
DR _{ST} (%PR)	1088.6 (47.0)	1063.0 (62.0)	1075.8 (53.3)	1233.8 (62.1)
ET (%PR)	645.6 (27.9)	329.5 (19.2)	487.6 (23.6)	417.1 (21.0)
(*)ET (%PR)	916.3 (39.6)	420.6 (24.5)	668.5 33.2	553.1 (27.8)

PR: Precipitation ; PLmedio: Pluviolavado medio (datos medios de 6 pluviómetros); FT: Flujo de tallo (l tallo⁻¹ y l m⁻²eq calculado para una densidad de planta de 4x4); INT: Interceptación; DRAh_{1(LR)} y DRAh_{1(LI)}: drenaje hor. Ah₁ obtenido en el lisímetro de relleno y en el lisímetro de cuña introducido bajo el horizonte; DRAh_{2(LI)}: drenaje bajo Ah₂; DR_{ST}: Drenaje suelo (a 80 cm); ET: evapotranspiración

Tabla 2.- Composición media de las aguas gravitacionales bajo distintos horizontes del suelo (mg l^{-1}) (LR: lisímetros de relleno áreas próximas a troncos; LF: lisímetros convencionales, bajo distintos horizontes)

	O+Ah _{1(LR)}					O+Ah _{1(LF)} (a 20 cm)					O+Ah _{1+Ah_{2(LF)}} (a 40 cm)					O+Ah _{1+Ah_{2+Cl}} (a 80 cm)				
	Max.	Min	Media	Mediana		Max.	Min	Media	Mediana		Max.	Min	Media	Mediana		Max.	Min	Media	Mediana	
C.E. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	239.0	41.0	116.7	105.1	239.0	40.1	83.0	78.1	179.4	74.7	108.3	95.3	108.9	47.9	66.7	56.3				
pH	4.7	3.7	4.0	4.0	7.4	4.4	4.7	4.6	5.0	4.5	4.7	4.6	5.7	5.1	5.4	5.5				
SO ₄	15.00	2.22	6.23	5.85	9.44	3.18	6.60	6.24	7.17	5.96	9.48	11.53	1.92	0.79	1.19	1.11				
NO ₃	62.92	0.03	15.56	11.21	41.15	1.76	11.32	9.58	12.56	0.71	8.41	11.29	5.39	0.28	3.62	3.93				
NH ₄	0.41	0.03	0.08	0.03	13.16	0.08	2.27	1.16	4.18	0.24	1.21	0.89	0.03	0.03	0.03	0.03				
PO ₄	0.35	0.03	0.05	0.03	0.25	0.03	0.05	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.09	0.03	0.04	0.03				
F	0.16	0.01	0.05	0.04	0.24	0.01	0.05	0.03	0.09	0.03	0.05	0.05	0.03	0.01	0.02	0.02				
Cl	30.00	3.35	8.80	8.06	15.25	2.80	6.59	6.50	26.48	5.78	8.63	8.14	8.08	3.27	6.84	7.77				
Na	18.90	3.14	5.27	4.76	7.09	2.33	4.27	3.78	8.61	4.40	4.96	4.66	6.22	5.26	5.69	5.61				
Cl/Na _(eq)	-	-	1.10	-	-	-	1.00	-	-	-	1.13	-	-	-	0.78	-				
Ca	1.81	0.03	0.59	0.54	5.31	0.35	1.42	0.76	2.07	0.44	0.89	0.68	1.71	0.64	0.95	0.82				
Mg	2.13	0.11	0.80	0.78	0.70	0.27	0.49	0.50	0.82	0.37	0.61	0.61	1.08	0.54	0.68	0.61				
K	2.27	0.19	0.70	0.66	1.36	0.14	0.55	0.45	2.18	0.05	0.57	0.19	0.35	0.30	0.33	0.34				
Si	3.88	0.16	1.37	1.27	2.19	0.63	1.39	1.39	3.02	2.13	1.86	1.83	3.77	0.25	2.76	3.07				
Al	8.51	0.20	3.00	2.18	2.15	0.20	1.04	1.03	2.23	0.59	1.52	1.67	0.23	0.04	0.09	0.08				
Fe	0.33	0.05	0.09	0.05	0.44	0.05	0.08	0.05	0.16	0.05	0.05	0.05	0.49	0.05	0.12	0.05				

Las aguas de precipitación sufren una importante variación de su estado ácido-base a medida que se introducen en el sistema. El pH medio de la lluvia en estos años osciló alrededor de 5.2, descendiendo a 4.7 a su paso a través de las cubiertas y a 4.1 al discurrir a lo largo de los troncos. En los horizontes superficiales del suelo se produce un nuevo incremento de acidez, observándose una variación espacial de acuerdo a las entradas, es decir, más acusado en los lisímetros situados en áreas próximas a los tallos (LR) (4.0) que en otras posiciones bajo la cubierta (LI) (4.7) (fig.1 y tabla 2). Posteriormente, a medida que las aguas se infiltran en el suelo se observa una disminución paulatina de la

acidez, resultando finalmente un drenaje de salida del sistema edáfico (a 80 cm) con valores medios de pH de 5.4. Los resultados obtenidos son acordes con otros observados anteriormente en sistemas forestales de Galicia con diferentes especies (Calvo de Anta, 1992) y se relacionan con la presencia de ácidos orgánicos, reacciones de oxidación, elevada presión de CO_2 ... de los horizontes húmíferos frente a los horizontes subsuperficiales, en los que se produce un consumo paulatino de H^+ , fundamentalmente a través de las reacciones de hidrólisis mineral.

En cuanto a la composición de las disoluciones cabe destacar, en primer lugar, la influencia del componente oceánico en las

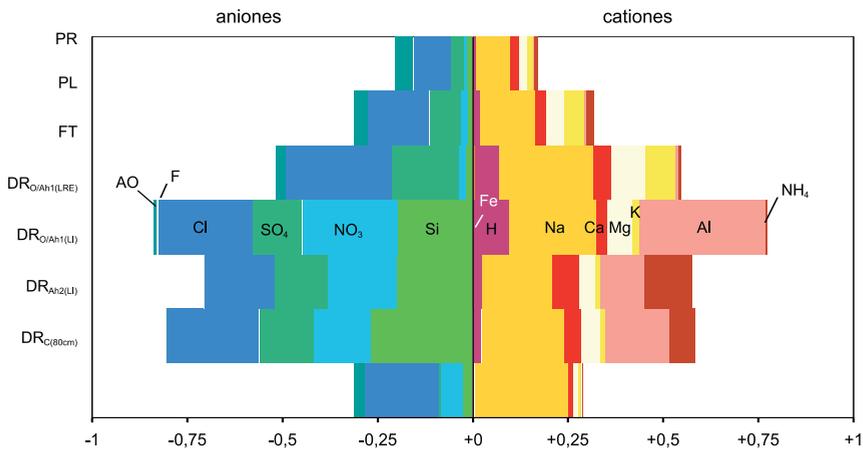


Fig. 1.- Balances de carga de las disoluciones de entrada y salida del sistema (mmolc l^{-1}) (PR: precipitación; PL: pluvial lavado medio; FT: flujo de tallo medio; $\text{DR}_{\text{O/Ah1(LR)}}$, $\text{DR}_{\text{O/Ah1(LI)}}$, $\text{DR}_{\text{Ah2(LI)}}$ y DR_{C} : Drenaje medio obtenido bajo los diferentes horizontes).

aguas de lluvia y pluvial lavado, en los que Cl y Na son los iones mayoritarios (fig.1), tanto en forma de deposición húmeda como a través de la interceptación y posterior lavado de aerosoles marinos, y que ya fue comentado en la anterior publicación. Así mismo, es destacable la importancia relativa que adquieren

otros compuestos, como SO_4 y K, tanto en la precipitación como en el pluvial lavado (que llega a duplicar a la precipitación) (fig.1); para el SO_4 este incremento es debido a la deposición seca, mientras que para el K se reconoce un aporte importante a través del lixiviado de las copas (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002).

A medida que las disoluciones se infiltran en el suelo experimentan cambios importantes en su composición. Lo más notable es el incremento de concentración de los compuestos nitrogenados (NH_4 y NO_3) como resultado de los procesos de descomposición y mineralización de los residuos orgánicos. Al, Si y, en menor medida, SO_4 y Ca, también experimentan un notable aumento de concentración en las capas superficiales (fig.1); en el caso del Al, al carácter ácido de las disoluciones en estos horizontes se une la presencia de ligandos orgánicos solubles, con la consiguiente formación de complejos MO-Al de diferente estabilidad. Este tipo de compuestos han sido detectados de modo general en horizontes superficiales (O y Ah_1) de suelos forestales de Galicia, pudiendo llegar a suponer más del 50% de Al monomérico solubilizado, y son considerados como fases precursoras de formas poliméricas y, finalmente, de compuestos húmicos precipitados (Alvarez Rodriguez y Calvo de Anta, 1992). El K es el único elemento cuyo comportamiento se aleja de este patrón general, mostrando un claro descenso de concentración entre el pluviolavado y el drenaje de los horizontes superficiales. La concentración de Mg apenas muestra variaciones.

Nuevamente se ponen de manifiesto diferencias entre los lisímetros según su situación respecto a la cobertura arbórea, resultando las disoluciones de los horizontes superficiales en las proximidades a los troncos, además de más ácidas, más concentradas, en general para todos los elementos, que en otras posiciones (fig.1).

Las aguas de salida del sistema difieren sustancialmente de las de los horizontes superficiales; además de experimentar un incremento de pH se produce un descenso generalizado de las concentraciones iónicas.

En la fig.2 se representan de forma acumulativa los flujos de entradas y salidas absolutas de elementos a través de las diferentes disoluciones, durante los dos años de la experiencia. Para algunos elementos, como K y

SO_4 , se reconoce una ganancia neta en el sistema ($\text{Pluviolavado} > \text{DR}_{\text{S.Total}}$), con una relación $\text{PI}/\text{DR}_{\text{C}}$ de 7 y 4, respectivamente; para otros, como Ca y Mg, los aportes son similares al lavado y, por último, para Na, Al, N ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) y Si las pérdidas por drenaje superan claramente a las entradas (la relación $\text{PI}/\text{DR}_{\text{C}}$ es 0.8, 0.6, 0.6 y 0.03, respectivamente (ver tabla 4).

Retirada de elementos por biomasa

La composición de la madera y corteza de troncos de diferentes individuos de *P. radiata* tomados en la parcela del estudio presentó una variabilidad muy baja (tabla 3). La composición de la corteza muestra ciertas diferencias con la del tronco, resultando algo más rica en C, N, Mg y Al. La extracción neta de elementos se estableció considerando exclusivamente la biomasa del tronco maderable con corteza (BTM), es decir, no contabilizando como pérdidas (ni ganancias) el sistema radical ni las ramas, dado que se supone un sistema de manejo con devolución de los restos de tala no aprovechados. El resultado final del consumo neto es de unos 5, 4, 2 y 1 kg/ha/año para N, K, Ca y S, respectivamente. La absorción de Mg es mucho más baja, aproximadamente 0.2 kg/ha/año.

Balance de elementos

El balance de elementos en el sistema se estableció a partir de los datos de entrada y salida ajustados de acuerdo a consideraciones iso-cloro. En la tabla 4 se recogen los datos correspondientes al año medio (1997/1998) y en la fig.3 un esquema de los balances. Los resultados muestran claras diferencias entre los distintos elementos, pero siempre con un denominador común, la fuerte influencia ejercida por la vegetación arbórea en la minimización de las pérdidas del sistema a través del reciclado de restos orgánicos hacia las capas superficiales, que normalmente adquieren un balance positivo, a expensas de las subsuperficiales.

Fig. 2.- Movilización acumulativa de elementos (kg ha^{-1}) frente a flujos de agua en las disoluciones de entrada y salida del sistema, durante el periodo de estudio (1997+ 1998) (PR: precipitación; PL: pluvio-lavado medio; $\text{DR}_{\text{O/Ah1(LR)}}$, $\text{DR}_{\text{O/Ah1(LI)}}$, $\text{DR}_{\text{Ah2(LI)}}$ y DR_{C} : Drenaje medio obtenido bajo los diferentes horizontes) .

Tabla 3.- Composición media de madera de tronco y corteza de diferentes individuos de *Pinus radiata* de la estación y cálculo de la retirada total de elementos (para el marco de plantación de 4x4) (datos de composición para elementos mayoritarios: en %; Cd a Zn: en mg kg⁻¹)

	Composición media		Extracción total	
	Tronco	Corteza	Tronco (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Corteza (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
C	45.6 %	51.8 %	2200.4	242.2
N	0.11	0.36	5.06	1.68
S	0.02	0.02	0.96	0.09
P	<0.001	0.002	<0.05	0.009
Ca	0.047	0.040	2.26	0.19
Mg	0.002	0.011	0.11	0.05
K	0.085	0.016	4.09	0.08
Na	0.007	0.006	0.33	0.03
Si	0.005	0.003	0.24	0.01
Al	0.009	0.038	0.43	0.18
Fe	0.080	0.008	3.85	0.04
Cd	<0.05 mg kg ⁻¹	<0.05 mg kg ⁻¹	-	-
Mn	62.8	12.0	0.30	0.006
Cu	<5	<5	-	-
Ni	1.25	1.60	0.01	0.001
Pb	<10	<10	<0.05	<0.005
Cr	5.0	<2.0	0.02	<0.001
Zn	18.8	12.0	0.09	0.006

El P es quizás el elemento que presenta el comportamiento más fuertemente ligado a los ciclos biogeoquímicos. El aporte externo por precipitación resultó inferior a 1 kg ha⁻¹ año⁻¹ de PO₄, una pequeña parte del cual se absorbió directamente por la copa, de manera que la entradas al suelo fueron mínimas y, dada su baja movilidad, también resultaron despreciables las pérdidas de PO₄ por drenaje. El componente principal del balance es el ciclo absorción/acumulación de hojarasca, de manera que las capas superficiales presentan una tasa de enriquecimiento de P orgánico de unos 4 kg ha⁻¹ año⁻¹ (unos 12 kg ha⁻¹ año⁻¹, expresado como PO₄), lo que supone una pérdida del mismo orden en las capas más profundas.

El S muestra un balance global positivo.

El aporte medio de SO₄ por precipitación resultó próximo a 29 kg ha⁻¹ año⁻¹, mayoritariamente de origen no marino, y la deposición seca fue del mismo orden, de modo que las entradas por pluvio lavado y flujo de tallo (calculado para un marco de plantación de 4x4) ascendieron a 57 kg ha⁻¹ año⁻¹. El suelo en su conjunto sufrió una pérdida de unos 13 kg ha⁻¹ año⁻¹, por lavado, y de 3 kg ha⁻¹ año⁻¹, por biomasa (BTM), de lo que resultó un balance global de +41 kg ha⁻¹ año⁻¹, es decir, una tasa de enriquecimiento anual de 0.1% respecto a las existencias (fig.3).

Los horizontes superficiales (Ah₁ y Ah₂) no retienen el sulfato aportado por el pluvio lavado (Pl+Ft), e incluso se moviliza una pequeña fracción desde estas capas. La mayor parte del incremento anual se implica

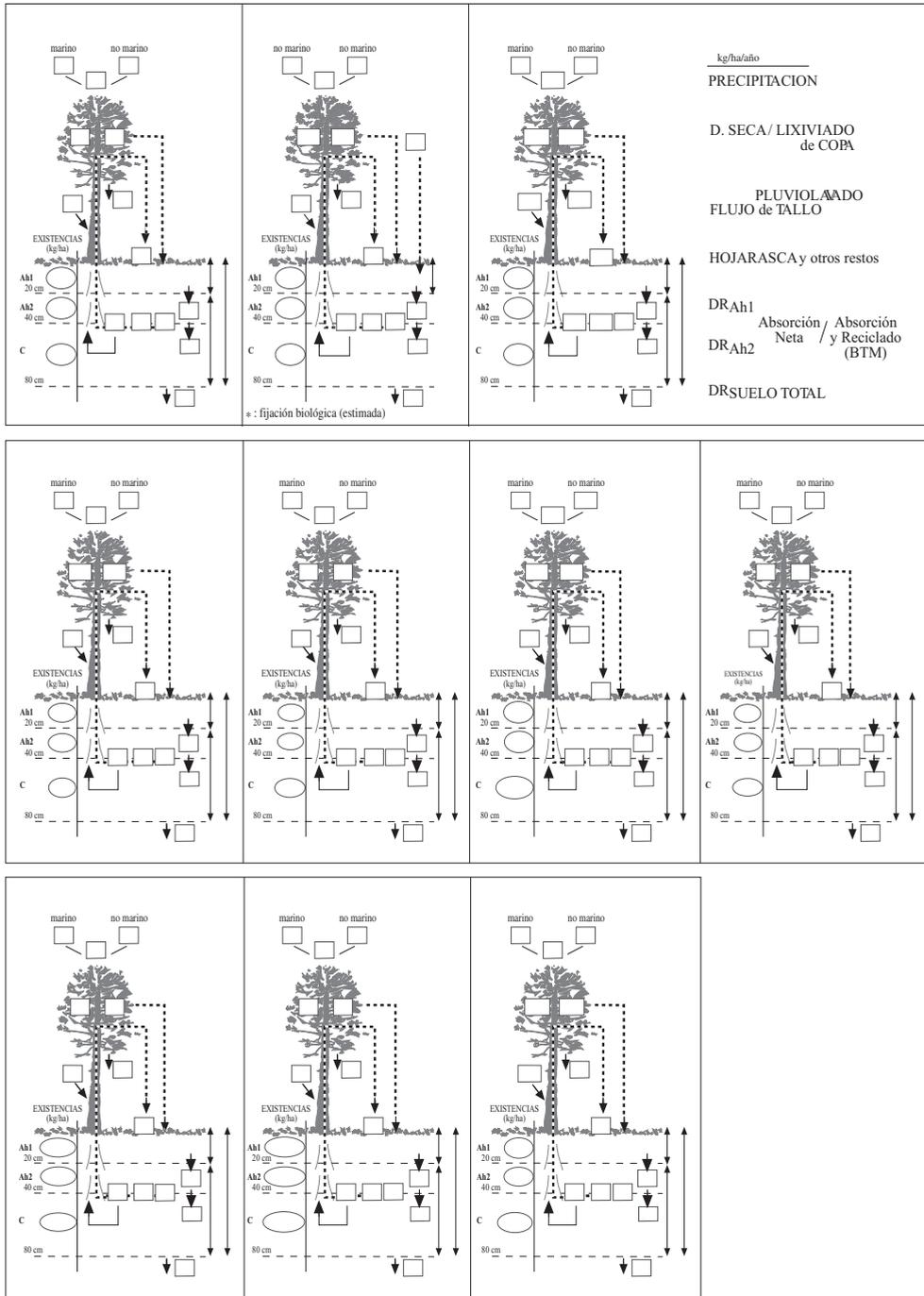


Fig. 3.- Síntesis del balance de elementos en el suelo forestal (obtenido a partir de los datos medios recogidos en la tabla 4) (cálculo de existencias: a partir de datos de Gómez Rey y Calvo de Anta 2002).

Tabla 4.- Flujo anual de elementos en el sistema forestal de O Martelo (ajustado mediante consideraciones iso-cloro) (media de 1997/1998, en kg ha⁻¹ año⁻¹)

	l m ⁻²	Cl	SO ₄	NH ₄	NO ₃	N- NH ₄ +NO ₃	PO ₄	F	Na	Ca	Mg	K	Si	Fe	Al
PR	2015.0	72.25	28.92	3.14	11.03	4.93	0.95	0.50	41.90	8.60	4.95	13.45	1.34	1.25	0.68
m		72.25	9.75	-	-	-	-	-	40.25	1.65	4.65	1.60	-	-	-
nm		-	19.15	3.14	11.03	4.93	0.95	0.50	1.65	6.95	0.30	11.85	1.34	1.25	0.68
PL	1481.5	72.25	51.64	3.03	11.56	4.97	0.70	-	46.52	8.06	7.10	24.76	0.90	-	0.56
FT	1309.4*	7.45	5.05	0.10	1.45	0.41	0.17	0.05	4.35	0.77	0.85	2.10	0.10	0.15	0.10
H	-	nd	44.20	(1)	276.6	62.50	11.50	nd	1.95	11.30	4.40	10.50	1.30	1.75	3.55
BTM	-	nd	3.15	(1)	29.85	6.74	0.03	nd	0.36	2.45	0.16	4.17	0.25	3.89	0.61
DR _{Ah1} (LR)	1046.8	83.60	64.30	0.71	118.89	27.40	0.55	0.50	48.73	5.60	7.65	7.49	14.89	0.80	30.19
DR _{Ah1} (LI)	1268.4	83.60	83.72	28.79	143.58	54.81	-	0.60	54.16	18.01	6.22	6.98	17.63	1.01	13.19
DR _{Ah2} (LI)	968.2	83.60	65.58	11.72	91.82	29.85	-	0.50	48.04	8.62	5.91	5.52	18.02	0.48	14.63
DR _{ST}	1075.8	83.60	12.8	0.27	38.95	9.01	-	0.20	61.22	10.22	7.32	3.55	29.69	0.50	0.97

PR:precipitación; m: origen marino; nm: origen no marino; PL: pluviolavado; FT: flujo de tallo (para un marco de 4x4) (*:1 tallo⁻¹ año⁻¹); H: Hojarasca y otros restos; BTM: biomasa de tronco maderable; DR_{Ah1}(LRE): drenaje bajo Ah₁ (listímetros de relleno, situados en las proximidades a troncos); DR_{Ah1} y DR_{Ah2} (LI): listímetros de cuña, introducidos en el suelo bajo los distintos horizontes; DR_{ST}: drenaje de salida del sistema a 80 cm, sobre la saprolita. (1):contabilizado como NO₃; nd: no determinado.

en el ciclo biogeoquímico, traduciéndose finalmente en S orgánico, unos 6 kg ha⁻¹ año⁻¹ de S (17 kg ha⁻¹ año⁻¹, expresado como SO₄). Este resultado explica los análisis del contenido total y el fraccionamiento de S observado en estos horizontes (Stotal: 0.2%, prácticamente en su totalidad como S-orgánico (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002).

En los horizontes inferiores se produce una fijación de SO₄, probablemente adsorbido sobre los coloides de carga variable del suelo, que puede estimarse (DR_{Ah1} - DR_{ST} - BTM-H) en un orden de magnitud de 24 kg ha⁻¹ año⁻¹ (fig.3). Estos datos confirman, y cuantifican, la importancia real que en los suelos de Galicia pueden tener los procesos de fijación de determinados aniones, que han sido puesto en evidencia en anteriores estudios (Camps *et al.*, 1999). Según se comentó en la anterior publicación, la capacidad de fijación obtenida en el suelo de esta parcela (frente a disoluciones 1.6 mM de SO₄, a pH 3.0) resultó de 2.8, 4.6 y 1.5 mmol/kg en los horizontes Ah₁, Ah₂ y C, respectivamente .

En cuanto al N, el aspecto más destacable es, quizás, su elevada concentración en el suelo (0.96%, 0.63% y 0.08% en los horizontes Ah₁, Ah₂ y C, respectivamente), lo que, para una δ aparente de 1.2, 1.2 y 1.6, da como resultado un contenido total superior a 43000 kg ha⁻¹ (fig.3). Este resultado es de un orden similar al observado habitualmente en los suelos forestales de Galicia y debe ser relacionado con la gestión histórica de los suelos de monte de esta región, en los que la presencia de leguminosas (sobre todo del género *Ulex*) fue una constante en el periodo anterior (y en coexistencia) a las repoblaciones forestales. La elevada productividad, sin abonado, de muchos de los suelos arbolados de esta zona puede relacionarse, sin duda, con este antecedente. Aunque en este estudio el sotobosque ha sido eliminado al inicio de la experiencia, sus efectos sobre el suelo son evidentes.

Los aportes externos medios de N duran-

te el periodo considerado resultaron próximos a 5 kg ha⁻¹ año⁻¹, prácticamente en su totalidad como deposición húmeda, repartida al 50% entre N-NH₄ y N-NO₃ (tabla 4) (fig.3). La retirada anual por biomasa supera ligeramente estas entradas (unos 7 kg ha⁻¹ año⁻¹) y las pérdidas por drenaje ascendieron a 9 kg ha⁻¹ año⁻¹, de manera que resultaría un balance negativo de unos -10 kg ha⁻¹ año⁻¹, que muy probablemente es compensado por la fijación biológica de N₂ atmosférico, para la que se señalan normalmente tasas de este orden (y superior) de magnitud para diferentes organismos del suelo (Stevenson, 1985). La mayor parte del N del sistema aparece implicado en el ciclo biogeoquímico (unos 63 kg ha⁻¹ año⁻¹), lo que minimiza notablemente las pérdidas por drenaje en comparación con las observadas en sistemas no arbolados, a la vez que se favorecen las diferencias de composición entre horizontes superficiales y profundos (fig.3).

Los balances obtenidos para los cationes alcalinos y alcalinotérreos son muy diferentes. El K presenta el comportamiento más llamativo al producirse una importante ganancia neta (unos 14 kg ha⁻¹ año⁻¹) (0.004%) que es consecuencia, tanto de un elevado aporte externo (22 kg ha⁻¹ año⁻¹, no se considera el lixiviado de copa) como de un escaso lavado. La ganancia de K se localiza en los horizontes superficiales; en ellos la tasa de incremento anual llega a ser de 31 kg ha⁻¹ año⁻¹, que se justifica, no sólo por los aportes por reciclado, sino por la escasa movilización, incluso del K que llega en forma soluble (la relación (Pl+Ft)/DR_{Ah1} es próxima a 4) (fig.3). No es posible precisar la forma en la que se resuelve esta retención (como biomasa no contabilizada, en la intercapa de arcillas de tipo vermiculita e interlaminares illita-vermiculita presentes en estos horizontes, en posiciones de cambio...etc.). Los horizontes profundos presentan un balance parcial negativo, en el que el proceso de absorción vegetal es el componente principal de las salidas.

A diferencia del anterior, Na y Ca experimentan pérdidas anuales que ascienden a unos 10 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el caso del Na, y a 4 kg ha⁻¹ año⁻¹ para el Ca, lo que supone una tasa de movilidad relativa de 0.05 y 0.04 %, respectivamente, por año. Por su parte, el ciclo geoquímico del Mg resulta equilibrado, también con una diferenciación entre la capa superficial, con una tasa de incremento de unos 6 kg ha⁻¹ año⁻¹, y las subsuperficiales, que experimentan pérdidas de orden algo similar.

Si y Al presentan balances globales negativos, siendo los únicos elementos (y el Na en mucha menor medida) que sufren pérdidas netas en los horizontes superficiales, lo que pone de manifiesto la escasa influencia que los ciclos biogeoquímicos ejercen sobre ellos. En todo caso, la dinámica de estos elementos es muy diferente. Mientras que el Si es movilizado de modo general en todas las capas del suelo, para el Al se observa una elevada retención en los horizontes Ah₂ y C, que ya ha sido comentada, y se relaciona con la precipitación de los complejos solubles MO-Al, en los horizontes humíferos, y/o con la neoformación de arcillas (Calvo de Anta y Macías Vázquez, 1993). La magnitud de la pérdida global del sistema es también muy diferente, unos 29 kg ha⁻¹ año⁻¹ para el Si y 1 kg ha⁻¹ año⁻¹ para el Al (fig.3).

El Fe presentó una dinámica muy diferente a Si y Al, fuertemente influida por la vegetación. Por un lado, la cubierta vegetal absorbe cerca del 90% del Fe aportado por la precipitación; por otra parte, la fijación como biomasa maderable es también muy importante (en términos relativos) de manera que, de todos los elementos analizados, el Fe es el que muestra una menor tasa de translocación desde raíz a hojas (la retirada como biomasa de tronco maderable es 2 veces superior al reciclado). Finalmente, y aunque la movilidad de este elemento fue muy baja, el balance global resultó negativo, incluso más que el del Al, de unos 4 kg ha⁻¹ año⁻¹.

El orden de movilidad relativa (% de pérdida respecto a contenido total) de los elementos que presentaron balances negativos fue: Ca>Na>>Mg≈Si≈(Fe) >>Al (0.054 %, 0.038 %, 0.002 %, 0.002 % (0.002%) y 0.0001 %, respectivamente, debiéndose matizar la importancia del lavado como parámetro principal de las pérdidas de todos los elementos excepto del Fe, fundamentalmente extraído por la vegetación.

Calidad de las disoluciones de salida del sistema

Las características de las aguas de escorrentía subsuperficial (>80 cm) recogidas durante 1998 (tabla 5) han sido valoradas considerando los indicadores de calidad propuestos por diferentes autores. (tabla 6)

El pH medio de la disolución de salida (5.4) se encuentra próximo al equilibrio agua pura-CO₂ atmosférico y dentro del intervalo habitual de los ríos en áreas graníticas de Galicia (5.2- 6.8) (Calvo de Anta y Macías Vázquez, 1993).

El Al soluble presenta valores adecuados, <4 mg/l para suelos forestales bajo 50 cm (Tomlinson, 1983; Huetterman y Ulrich, 1984; Bossel *et al.*, 1985) y <0,1 mg l⁻¹ para aguas subterráneas, superándose ligeramente los umbrales admitidos para arroyos (0,08 mg/l) (Brown, 1982; Morris *et al.*, 1989; Sverdrup *et al.*, 1990). Como se ha comentado, este resultado es habitual en los suelos forestales de Galicia, en los que se produce una rápida caída de la concentración de Al desde las aguas de escorrentía a las fluviales, a la vez que un incremento del pH y un descenso de la concentración de ligandos (F⁻ y compuestos orgánicos solubles). La actividad de la especie inorgánica monomérica (Al lábil) presenta valores inferiores a los propuestos como críticos para aguas de escorrentía y arroyos (Fiskeristyrelsen, 1982; Brown, 1982; Morris *et al.*, 1989; Sverdrup *et al.*, 1990) . La alcalinidad [-(H)-(Al)] media de las aguas resultó de -14 μmol/l, es decir, den-

Tabla 5.- Composición de las aguas de escorrentía subsuperficial (>80 cm) tomada en diferentes fechas de 1998

	14/04/98	5/5/98	19/6/98	10/7/98	28/10/98	3/12/98	29/12/98
pH	5,20	5,14	5,56	5,52	5,78	5,53	5,72
C.E. (ms cm ⁻¹)	56,33	49,37	81,19	108,89	47,93	55,34	68,00
H ⁺ (mg l ⁻¹)	6,31·10 ⁻³	7,24·10 ⁻³	2,75·10 ⁻³	3,02·10 ⁻³	1,66·10 ⁻³	2,95·10 ⁻³	1,91·10 ⁻³
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	5,26	5,39	5,50	5,65	5,61	6,22	6,21
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	0,64	0,67	1,71	1,33	0,82	0,66	0,82
Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	0,61	0,69	1,08	0,75	0,55	0,54	0,55
K ⁺ (mg l ⁻¹)	0,35	0,30	0,32	0,34	0,35	0,34	0,30
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PO ₄ ³⁻ (mg l ⁻¹)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Si (mg l ⁻¹)	0,25	3,91	2,49	3,26	3,77	3,07	2,56
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	5,39	4,75	4,71	0,28	3,93	3,09	3,22
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	0,79	1,43	0,83	1,92	1,19	1,11	1,05
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	7,82	7,78	8,08	8,19	7,77	6,45	6,74
F ⁻ (mg l ⁻¹)	0,026	0,024	0,021	0,010	0,010	0,023	0,021
HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,9	2,1	5,6	4,8	1,3	2,8	11,2
Fe (mg l ⁻¹)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,49	0,05	0,11
AlT (mg l ⁻¹)	0,23	0,04	0,08	0,08	0,09	0,07	0,07
Al SA (mg l ⁻¹)	0,14	0,04	0,13	0,13	0,14	0,00	0,00
Al R (mg l ⁻¹)	0,09	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	0,07
Al L (mg l ⁻¹)	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,12
Al NL (mg l ⁻¹)	<0,05	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Tabla 6.- Parámetros relativos a la calidad de las aguas de drenaje (suelo forestal y salida del sistema, a 80 cm)

	Drenaje Ah _{1(LR)}	DR. S.Total
pH	4,03	5,43
Al _T (mmol _c l ⁻¹)	0,32	0,01
Al _{labil} (mmol _c l ⁻¹)	0,25	0,006
Alcalinidad (μmol l ⁻¹)	-327	-14
H/Al (molar)	0,89	1,10
Al/Ca (molar)	8,0	0,14
SO ₄ /NO ₃ (molar)	0,41	0,21
NO ₃ (mg l ⁻¹)	11,3	3,9
CNA (mmol _c l ⁻¹)	-215	+0,03
CNA/SO ₄	-1,60	+1,20
NH ₄ /K (molar)	0,22	<0,1

tro del rango aceptable para arroyos (>50 μmol_c/l) (Flaten, 1986; Sverdrup, 1990) y para suelos forestales a 50 cm (>300 μmol_c/l). Por su parte, la relación molar Al/Ca (0.14) no supera el valor crítico de 1.0 (para escorrentía de suelos forestales de 50 cm) y, por supuesto, de 5 (límite admitido para arroyos).

La concentración media de SO₄ (1.19 mg/l) es muy baja, notablemente alejada de los niveles que se consideran de afección (>10 mg/l) y a gran distancia de los considerados como no tolerables para aguas fluviales (>250 mg/l). También en el caso del NO₃, la concentración media (3.6 mg/l) está muy alejada de los umbrales de tolerancia para aguas subterráneas (50 mg/l) y arroyos (31mg/l)

(*Swedish Environmental Protection Agency*), si bien se superan ligeramente los valores medios obtenidos en los ríos principales de la zona y, en general, de toda la región (<2 mg/l) (Calvo de Anta y Macías Vázquez, 1993).

La Capacidad de neutralización de ácidos (CNA= Suma de cationes básicos + NH_4^+ -aniones) resulta positiva (+0,03 mmol/l) y la relación CNA/ SO_4 es de 1.20 mmol/l, es decir, supera el mínimo permitido para aguas subterráneas (0,5 mmol/l).

También la relación molar NH_4/K (<0,1) resultó aceptable (<5, De Vries, 1988).

Según esto, las aguas de salida de los suelos forestales de la estación de O Martelo no mostraron, durante los años del estudio, ninguna anomalía frente a los umbrales de tolerancia considerados, de lo que se deduce una calidad "aceptable" para los arroyos de la zona de influencia, por lo que se propone su utilización como datos de referencia de sistemas no contaminados en áreas forestales de Galicia.

CONCLUSIONES

A partir de los datos obtenidos durante dos años completos (1997 y 1998) en un estudio dinámico de las entradas y salidas de los principales elementos en un suelo forestal repoblado con *Pinus radiata*, se han establecido balances que pueden ser utilizados para el establecimiento de las tendencias geoquímicas actuales existentes en estos medios.

A pesar de la elevada pluviosidad registrada en la zona (>2000 l m⁻² año⁻¹) y tratarse de un sistema abierto y bien drenado, el suelo presentó en su conjunto un balance positivo para K, S y P (del orden de 14, 14 y 0.3 kg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. Los condicionantes principales de esta ganancia fueron los (relativamente) importantes aportes por deposición húmeda y seca, sobre todo para S y K, y la fuerte influencia de los ciclos biogeoquímicos en la minimización de las pérdidas por drenaje, incorporándose en superficie eleva-

dos contenidos de elementos en forma orgánica. En el caso del S se reconoce, así mismo, la presencia de procesos de adsorción superficial en los horizontes Ah₂ y C, y, es muy probable, que la existencia de vermiculitas e interlaminares I-V en las capas húmicas esté actuando sobre la fijación de K, que tiene lugar exclusivamente en estos horizontes. La tasa anual de incremento relativo, teniendo en cuenta las existencias totales de estos elementos en el suelo, resultó de 0.03 % para S, 0.008 % para P, 0.004 % para K y 0.002 % para Mg.

Por el contrario, el balance global fue negativo para Na, Ca, Si, Fe y Al (-10, -4, -29, -4 y -1 kg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. El orden de movilidad relativa (% de pérdida respecto a contenido total) fue: Ca>Na>>Si (≈Fe) >>Al (0.054 %, 0.038 %, 0.002 %, (0.002%) y 0.0001 %, respectivamente. El componente principal de las pérdidas fue el lavado del suelo, no obstante la importante influencia de la vegetación en la ralentización de este proceso a través del reciclado. La dinámica del Fe difiere de este patrón general, dada su escasa movilidad, resultando la fijación en biomasa el componente principal de las salidas del sistema.

El comportamiento del Al muestra también características particulares al ser el único elemento que presenta un balance parcial negativo en los horizontes superficiales (O+Ah₁), probablemente tanto en forma monomérica inorgánica como formando complejos Al-MO, y una ganancia de orden similar, en los subsuperficiales.

REFERENCIAS

- Adams, F. (1974): Ionic concentration and activities in soil solutions. *Soil Sci.Soc.Am.Proc.*, 35, 420-426.
- Altman, P.L. y Dittmer, D.S. (1966): Environmental Biology. *F. Am. Soc. Expt.*, 507 pp.

- Álvarez Rodríguez, E. y Calvo de Anta, R. (1992): Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (NW Spain). *Biogeochemistry*, 16, 167-180.
- Bossel, H., Metzler, W., Schaferm, H. (1985): *Dynamik des Waldsterbens*. Springer-Verlag
- Brown, D.J.A. (1982): The effect of pH and calcium on fish and fisheries. *Water Air Soil Poll.* 16, 343-351.
- Calvo de Anta, R. (1992): *El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural*. Universidade de Santiago de Compostela (Ed.).
- Calvo de Anta, R y Macías Vázquez, F. (1993): Rôle des processus pédogénétiques dans le maintien de la qualité des eaux superficielles en zones tempérées humides. Exemple des sols acides sur roches granitiques et schisteuses de la Galice (NW Espagne). *C.R. Acad. Sci. Paris*, t.316, Serie II, 799-805.
- Calvo de Anta, R., y Gómez Rey, M.X. (2002): Distribución espacial del ciclo del agua en suelos forestales con *Pinus radiata*, de Galicia (NO de España). *Edafología*, 9, nº1.
- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E., Macías, F. (1999): Relating sulfate sorption in forest soils to lithological classes, as defined to calculate Critical Loads of Acidity. *Sci. Total Environ.* 241, 181-195.
- De Vries, W. (1988): Critical deposition levels for nitrogen and sulphur on dutch forest ecosystems. *Water Air Soil Poll.* 42, 221-239.
- Driscoll, C.T. (1984): A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Analyt. Chem.* 16: 267-283.
- FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. Roma, 91pp
- Fiskeristyrelsen (1982): Rad och riktlinjer för kalkning av sjöar och vattendrag. Technical report. *Meddelande från Fiskeristyrelsen* nº1.
- Flaten, T.P. (1986): An investigation of the chemical composition of Norwegian drinking water and its possible relationships with the epidemiology of some diseases. Tesis Doctoral. Norwegian Institute of Technology, Institute of Inorganic Chemistry.
- Gillman, G. y Bell, L.C. (1977): Soil solution studies on weathered soils from tropical North Quesland. *Aust. J.Res.*, 16, 67-77.
- Gómez Rey, M.X. y Calvo de Anta, R. (2002): Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos de Galicia (NO de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (*P.radiata*). 1.Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. *Edafología*. (este volumen)
- Huetterman, A. y Ulrich, B. (1984): Solid phase-solution-root interaction in soils subjected to acid deposition. *Phil. Trans. R. Lond.*, B 305: 352-368.
- Morris, R., Taylor, E.W., Brown, D.J.A., Brown, J.A. (1989): *Acid toxicity and aquatic animals*. Cambridge University Press, Cambridge. Society for experimental biology seminar series, nº34.
- Stevenson, F.J. (1986): Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons. New York, 380 pp.
- Sverdrup, H., De Vries, W., Henriksen, A. (1990): Mapping critical loads. A guidance to criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. UNECE, Copenhagen, Norway.
- Tomlinson, G.H. (1983): Die-back of red spruce, acid deposition and changes in soil nutrient status- A review. En: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. B. Ulrich y J. Pankrath (Ed.) pp: 331-342.

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

COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS

Bruselas, 16.4.02

COM (2002) 179 final

1. Introducción
2. Definición, funciones y características distintivas de cara a la elaboración de políticas
 - 2.1. Definición
 - 2.2. Funciones
 - 2.3. Características distintivas de cara a la elaboración de políticas
3. Principales amenazas para el suelo en la UE y en los países candidatos
 - 3.1. Erosión
 - 3.2. Pérdida de materia orgánica
 - 3.3. Contaminación del suelo
 - 3.3.1. Contaminación local del suelo
 - 3.3.2. Contaminación difusa del suelo
 - 3.4. Sellado del suelo
 - 3.5. Compactación del suelo
 - 3.6. Reducción de la biodiversidad del suelo
 - 3.7. Salinización
 - 3.8. Inundaciones y deslizamientos de tierras
 - 3.9. Situación en los países candidatos a la adhesión
 - 3.10. Conclusiones sobre las amenazas al suelo
4. La dimensión internacional
5. Medidas tomadas por los Estados miembros y los países candidatos
6. Políticas comunitarias aplicables a la protección del suelo
 - 6.1. Política de medio ambiente
 - 6.2. La política agrícola común (PAC)
 - 6.3. Política regional y Fondos Estructurales y de Cohesión
 - 6.4. Política de transporte
 - 6.5. Política de investigación
7. Sistemas existentes de recogida de datos sobre el suelo
 - 7.1. Estudios de prospección de suelos
 - 7.2. Sistemas de vigilancia
 - 7.3. Redes de información en materia de suelos
 - 7.4. Comparabilidad de los datos sobre suelos
8. El camino a seguir: elementos para la elaboración de una estrategia temática sobre el suelo

- 8.1. Acciones para hacer frente a las amenazas
 - 8.1.1. Política ambiental
 - 8.1.2. Política Agrícola Común
 - 8.1.3. Otras políticas comunitarias
 - 8.2. Vigilancia de las amenazas
 - 8.3. Protección del suelo en el futuro
- 9. Programa de trabajo y calendario para la elaboración de la estrategia temática
 - 10. Conclusiones

RESUMEN

1. El suelo es un recurso vital y en gran parte no renovable que está sometido a una presión cada vez mayor. La importancia de la protección de los suelos se reconoce tanto fuera como dentro de la UE. En la cumbre de Río, los estados participantes adoptaron una serie de declaraciones que tenían en cuenta la protección de los suelos. La Convención de las Naciones Unidas de lucha contra la desertificación de 1994 tiene como finalidad evitar y reducir la degradación del suelo, rehabilitar terrenos parcialmente degradados y recuperar tierras desertificadas en parte. En el Sexto Programa de Acción en materia de Medio Ambiente, presentado por la Comisión en 2001, se estableció el objetivo de proteger los suelos contra la erosión y la contaminación; mientras que en la estrategia a favor de un desarrollo sostenible, publicada asimismo en 2001, se señaló que la erosión y el declive de la fertilidad del suelo afectan a la viabilidad de los terrenos agrícolas.
2. La presente Comunicación pretende impulsar el compromiso político en materia de protección del suelo con vistas a que en los próximos años se actúe de manera más satisfactoria y sistemática al respecto. Ya que esta es la primera Comunicación que aborda la protección del suelo, reúne elementos tanto descriptivos como de acción para dar así una idea global de la complejidad del problema y servir de base a trabajos futuros. Cabe diferenciar entre suelo, tema central de la presente Comunicación, y utilización del suelo, que será a su vez objeto de una Comunicación aparte acerca de la dimensión territorial y cuya publicación está prevista para 2003.
3. Generalmente se define el suelo como la capa superior de la corteza terrestre. Desempeña una serie de funciones clave tanto medioambientales como sociales y económicas, que resultan fundamentales para la vida. La agricultura y la silvicultura dependen del suelo para el suministro de agua y nutrientes así como para su soporte físico. La capacidad de almacenaje, filtración, amortiguación y transformación convierte al suelo en uno de los principales factores para la protección del agua y el intercambio de gases con la atmósfera. Además, constituye un hábitat y una reserva genética, un elemento del paisaje y del patrimonio cultural así como una fuente de materias primas.
4. Para que el suelo pueda desempeñar sus numerosas funciones, es necesario mantenerlo en buen estado. No obstante, hay pruebas de que el suelo puede estar cada vez más amenazado por una serie de actividades humanas que podrían contribuir a su degradación. La fase final del proceso de degradación consiste en la desertificación, fenómeno que se da cuando el suelo pierde la capacidad de realizar sus funciones. El suelo se enfrenta, entre otras, a las siguientes amenazas: erosión, disminución de la materia orgánica, contaminación

difusa y local, sellado, compactación del suelo, pérdida de biodiversidad y salinización. Si bien estas amenazas no afectan a toda Europa por igual, todo apunta a que los procesos de degradación se están agravando tanto en los Estados miembros actuales como en los países candidatos. Por otra parte, es probable que el cambio climático empeore la situación.

5. Muchas políticas de la UE afectan al suelo y algunas de ellas velan por su protección, aunque por lo general no sea éste su objetivo principal. Las políticas más importantes en este sentido son, entre otras, las de medio ambiente, agricultura, desarrollo regional, transporte, desarrollo e investigación.
6. Cada vez se sabe más acerca de los problemas que atañen al suelo gracias a los estudios de prospección y los sistemas de vigilancia de suelos así como a las redes de datos. Toda esta información es muy útil, aunque a menudo imposible de comparar, lo que limita su valor a la hora de elaborar políticas. Hoy por hoy se debería hacer uso, no obstante, de los datos existentes si bien, de cara al futuro, será necesario crear un sistema comunitario de vigilancia.
7. La creación de una política comunitaria de protección de suelos llevará tiempo. Será necesario aplicar el principio de cautela para evitar la degradación del suelo en el futuro, así como integrar los objetivos de protección del suelo en diversas políticas, tanto para frenar los procesos de degradación del suelo actuales como para asegurar la protección en el futuro. Dicho principio deberá aplicarse tanto desde una perspectiva local como comunitaria. A largo plazo, será necesario establecer instrumentos legislativos que regulen la vigilancia del suelo de modo que las políticas de protección se fundamenten en una sólida base científica.
8. Con objeto de garantizarla protección del suelo, la Comisión tiene intención de preparar una estrategia temática.

A partir de 2002, la Comisión propondrá una serie de medidas medioambientales dirigidas a evitar la contaminación del suelo, entre las que se incluirá legislación acerca de residuos de minería, lodos de depuración y compost. Asimismo, la Comisión procurará integrar la protección del suelo en las principales políticas de la UE. A mediados de 2004, se presentará un informe provisional.

Por otra parte, la Comisión, en colaboración con los Estados miembros, países candidatos y partes interesadas, llevará a cabo los preparativos para una propuesta legislativa sobre la vigilancia del suelo, que se presentará también en 2004. Además, la Comisión, de nuevo en colaboración con interlocutores relevantes, presentará una Comunicación acerca de la erosión, la disminución de la materia orgánica del suelo y la contaminación del suelo; en dicha Comunicación se recomendarán diversas medidas para solventar los problemas citados.

9. Las medidas que habrán de presentarse en la Comunicación y en las propuestas sobre vigilancia del suelo arriba mencionada así como las actuaciones derivadas de ambas constituirán la estrategia temática de protección del suelo; de esta manera, se cumple con la propuesta de Decisión del Consejo y del Parlamento acerca del Sexto Programa de Acción en materia de Medio Ambiente en lo que se refiere a las estrategias temáticas. La Comisión desea obtener el apoyo del Parlamento Europeo y del Consejo para la iniciativa que ha lanzado con vistas a garantizar la protección del suelo.

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso vital que está sometido a una presión cada vez mayor. Para poder garantizar un desarrollo sostenible, es necesario protegerlo.

La importancia de la protección de suelos cobra cada vez más importancia a nivel internacional. En 1992, en la cumbre de Río, los estados participantes firmaron una serie de declaraciones relacionadas con la protección de suelos. En concreto, se acordó el concepto de desarrollo sostenible y se adoptaron varias convenciones jurídicamente vinculantes en materia de cambio climático, diversidad biológica y, posteriormente, desertificación. La Convención de las Naciones Unidas de lucha contra la desertificación de 1994 tiene como objetivo evitar y reducir la degradación del suelo, rehabilitar terrenos parcialmente degradados y recuperar tierras desertizadas. Dicha convención reconoce la relación que existe entre la desertificación, la pobreza, la seguridad alimentaria, la pérdida de biodiversidad y el cambio climático. En mayo de 2001, la Comisión advirtió que la erosión y el declive de la fertilidad del suelo representan una amenaza de primer orden para el desarrollo sostenible ya que reducen la viabilidad de las tierras agrícolas¹.

En este contexto, el Sexto Programa de Acción Comunitario en materia de Medio Ambiente incluye una estrategia temática para la protección del suelo que hace especial énfasis en prevenir la erosión, el deterioro, la contaminación y la desertificación. El objetivo de la presente Comunicación consiste en impulsar este compromiso político con vistas a que en los próximos años se actúe de manera más satisfactoria y sistemática al respecto marcando el camino para la elaboración de esta estrategia. No obstante, la presente Comunicación tiene un enfoque a la vez amplio y descriptivo, ya que es el primer documento en el que la Comisión ha abordado específicamente la protección del suelo. Trata entre otros temas de la erosión, la pérdida de la materia orgánica del suelo y la prevención de la contaminación. Sus principales objetivos son:

- describir las múltiples funciones de los suelos
- especificar las características del suelo que deben tenerse en cuenta para la elaboración de políticas
- especificar las principales amenazas que pesan sobre el suelo
- presentar una visión general de las políticas comunitarias pertinentes
- evaluar la situación actual en materia de información y vigilancia de suelos y determinar las carencias que han de ser satisfechas como base de la política de protección de suelos.
- establecer las bases políticas e indicar los pasos que se han de seguir para la presentación de una estrategia temática en materia de protección de suelos en 2004.

La Comisión considera que la mejor solución para la protección del suelo en este momento consiste en aplicar una estrategia basada en:

- (1) iniciativas inmediatas en diversas políticas medio ambientales
- (2) la integración en otras políticas

(3) la vigilancia del suelo

(4) la futura preparación de nuevas medidas basadas en los resultados obtenidos a partir de los resultados de la vigilancia del suelo.

En conjunto, estas medidas constituyen los cimientos de una estrategia temática en materia de suelo con dos vertientes: la primera consiste en utilizar el conocimiento actual como base de actuación, y la segunda, en completar la información actualmente disponible para actuaciones futuras.

2. DEFINICIÓN, FUNCIONES Y CARACTERÍSTICAS DISTINTIVAS DE CARA A LA ELABORACIÓN DE POLÍTICAS

2.1. Definición

Se define generalmente el suelo como la capa superior de la corteza terrestre. El suelo está compuesto de partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos², y es la interfaz entre la tierra (geosfera), el aire (atmósfera) y el agua (hidrosfera).

Si bien el suelo es la capa física superior de lo que comúnmente se denomina “terreno”, el concepto de “terreno” es mucho más extenso y tiene una dimensión tanto espacial como territorial. Resulta difícil aislar “suelo” del contexto territorial. No obstante, la presente Comunicación hace especial énfasis en la necesidad de proteger el suelo ya que es el único elemento en reunir determinadas funciones fundamentales para la vida. Se está preparando una Comunicación aparte con el título “Planificación y medio ambiente: la dimensión territorial”, que tratará de la ordenación racional del territorio conforme a lo establecido en el Sexto Programa de Acción en materia de Medio Ambiente.

2.2. Funciones

El suelo realiza un gran número de funciones clave tanto medioambientales como económicas, sociales y culturales que son fundamentales para la vida.

- *Alimentos y demás producción de biomasa*
Los alimentos y otros productos agrícolas, esenciales para la vida humana, así como la silvicultura dependen totalmente del suelo. Prácticamente toda la vegetación- pastos, cultivos y árboles inclusive- necesitan del suelo para obtener tanto agua y nutrientes como soporte físico
- *Almacenaje, filtración y transformación*
El suelo almacena minerales, materia orgánica, agua y varias sustancias químicas y contribuye en parte a su transformación. Sirve de filtro natural de las aguas subterráneas, la principal reserva de agua potable, y libera CO₂, metano y otros gases a la atmósfera.
- *Hábitat y reserva genética*

El suelo es el hábitat de una cantidad ingente de organismos de todo tipo que viven tanto en el suelo como sobre él, cada uno con un genotipo irremplazable. Desempeña, por lo tanto, una serie de funciones ecológicas esenciales.

- *Entorno físico y cultural para la humanidad*
El suelo sirve de base a las actividades humanas y es asimismo un elemento del paisaje y del patrimonio cultural.
- *Fuente de materias primas*
Los suelos proporcionan materias primas tales como las arcillas, las arenas, los minerales y la turba.

Las cuatro primeras funciones mencionadas suelen ser interdependientes; asimismo, el grado en que el suelo las realiza afecta en gran medida a la sostenibilidad. Cuando se utiliza para obtener materias primas o sirve de soporte para actividades humanas, su capacidad para realizar dichas funciones puede verse reducida o modificada, estableciéndose competencia entre las funciones.

2.3 Características distintivas de cara a la elaboración de políticas

El suelo reúne una serie de características únicas de especial importancia para la elaboración de políticas:

- Es el resultado de complejas interacciones entre el clima, la geología, la vegetación, la actividad biológica, el tiempo y la utilización del terreno. La proporción en la que se encuentran sus componentes - principalmente partículas de arena, limo y arcilla, materia orgánica, agua y aire - así como la manera en la que dichos componentes forman una estructura estable entre ellos definen el tipo de suelo. Además, el suelo contiene un número variable de capas sucesivas, que a su vez reúnen una gran variedad de propiedades físicas, químicas y biológicas diferentes. Por eso, es un medio muy variado. En Europa, se han identificado más de 320 tipos de suelo principales, con propiedades químicas y físicas notablemente diferentes incluso a nivel local. Dicha diversidad requiere una perspectiva local en el desarrollo de políticas de protección de suelos.
- El suelo es un recurso prácticamente no renovable con una cinética de degradación relativamente rápida y, por el contrario, tasas de formación y regeneración extremadamente lentas. La superficie de suelo per capita para la producción de alimentos es limitada. Si el suelo se degrada, su capacidad total para realizar sus funciones se ve reducida. Por lo tanto, la prevención, la cautela y una gestión sostenible del suelo han de ser el pilar central de las políticas de protección de suelos.
- El suelo tiene una gran capacidad de almacenaje y amortiguación debida en gran parte a su contenido en materia orgánica. Dicha capacidad no se refiere sólo al agua, los minerales y los gases, sino también a un gran número de sustancias químicas, como ciertos agentes contaminantes naturales y artificiales, que pueden acumularse en el suelo aunque, si se liberan, pueden tener pautas de distribución muy diferentes. Ciertos

contaminantes pueden sobrepasar de forma desapercibida los umbrales de irreversibilidad de almacenaje y amortiguación. Es, por tanto, vital llevar a cabo políticas de prevención basadas en sistemas de vigilancia y alerta rápida para evitar el deterioro del medio ambiente así como riesgos para la salud pública.

- El suelo agrícola es un recurso inestimable y limitado, cuyo valor se debe a la labor desarrollada por el hombre durante décadas e incluso siglos. La degradación irreversible de este recurso supone no sólo destruir el bien más preciado de los agricultores sino hipotecar las oportunidades agrícolas de generaciones futuras. Por este motivo, las políticas de protección de suelos han de prestar especial atención al uso sostenible y a la gestión de los suelos agrícolas con el fin de garantizar su fertilidad y valor agronómico.
- El suelo es un medio vivo con una gran biodiversidad. Esta actividad biológica contribuye a determinar la estructura y fertilidad del suelo y resulta por lo tanto fundamental para que pueda realizar sus funciones, incluida la producción de alimentos. Actualmente, la información de la que se dispone acerca del impacto de las actividades humanas en el equilibrio del suelo es muy escasa. Por ello, es necesario obtener más datos, a la vez que se han de tomar medidas que garanticen la protección de la biodiversidad del suelo a título preventivo.
- Al contrario que el aire y el agua, el suelo es un componente del terreno que está generalmente sujeto a derechos de propiedad.

3. PRINCIPALES AMENAZAS PARA EL SUELO EN LA UE Y EN LOS PAÍSES CANDIDATOS

Debido a la gran variedad de funciones vitales que desempeña, es imprescindible asegurar el buen estado del suelo para garantizar la sostenibilidad. Sin embargo, el suelo está cada vez más amenazado por un sinnúmero de actividades humanas, que disminuyen su disponibilidad y viabilidad a largo plazo.

Dichas amenazas son complejas y, si bien no se dan con la misma intensidad en todas las regiones de la UE y países candidatos, el problema afecta a todo el continente. Por razones de claridad, a continuación se presenta cada amenaza por separado. En la práctica, sin embargo, éstas suelen darse simultáneamente.

Cuando concurren varios de estos procesos de degradación, sus efectos tienden a agravarse. Si no se toman medidas, pueden derivar en la degradación del suelo, es decir, la pérdida de la capacidad de realizar las funciones que le son propias. En la UE, se estima que 52 millones de hectáreas (más de un 16% del total del territorio) están afectadas por algún tipo de proceso de degradación. En los países candidatos, esta cifra asciende al 35% (Mapa mundial del estado de la degradación antropogénica de los suelos (GLASOD), 1990³).

Cuando la degradación del suelo se da en zonas áridas, se denomina desertificación. Está causada por factores climáticos (sequías, aridez, regímenes de precipitaciones irregulares e inten-

sos) y humanos (deforestación, exceso de pastoreo, deterioro de la estructura del suelo). El terreno afectado deja de ser apto para la vegetación. Según el Atlas Mundial de la Desertificación (PNUMA, 1992⁴ y CE, 1994⁵) las zonas afectadas por la desertificación son el centro y sudeste de España, el centro y sur de Italia, el sur de Francia y Portugal y extensas áreas de Grecia. La desertificación a nivel mundial entraña consecuencias socioeconómicas de extrema gravedad, pudiendo incluso llegar a desestabilizar sociedades y originar movimientos migratorios.

El cambio climático es un factor que incide en todos los procesos de degradación aunque sus efectos exactos aún permanecen inciertos.

3.1 Erosión

La erosión es un fenómeno geológico natural causado por el desprendimiento de partículas del suelo a causa de la acción del agua o el viento, que las depositan en otro lugar. No obstante, ciertas actividades humanas pueden acelerar en gran medida las tasas de erosión. Por lo general, si la erosión es grave resulta generalmente irreversible.

La erosión está originada por la combinación de varios factores, tales como las pendientes pronunciadas, el clima (por ejemplo: prolongados periodos de sequía seguidos de fuertes precipitaciones), la inadecuada utilización del suelo, el tipo de cubierta vegetal (por ejemplo: vegetación escasa) y los desastres ecológicos (por ejemplo: incendios forestales). Además, ciertas características intrínsecas del suelo pueden hacerlo más propenso a la erosión (por ejemplo: escaso desarrollo de los horizontes superiores, textura limosa o bajo contenido en materia orgánica).

Las consecuencias de la erosión son la pérdida de la capacidad del suelo para realizar sus funciones y, en último término, su desaparición. En más de un tercio del total del territorio de la cuenca mediterránea, la pérdida de suelo supera las 15 t/ha al año⁶. Esto afecta negativamente a los cursos de agua ya que los nutrientes y agentes contaminantes adheridos al suelo erosionado contaminan los ecosistemas marinos y fluviales, además de tener otras consecuencias negativas, por ejemplo, para embalses y puertos.

Aunque la región mediterránea es históricamente la más afectada por la erosión - las primeras menciones de este fenómeno datan de hace más de 3.000 años - hay cada vez más indicios de que el problema afecta a otras partes de Europa (por ejemplo: Austria, República Checa y la franja de loess del Norte de Francia y Bélgica). Por lo tanto, la erosión del suelo puede considerarse, con diferentes grados de gravedad, un problema a escala de la Unión Europea.

Según las estimaciones de los expertos realizadas a partir de datos no estandarizados (Mapa mundial del estado de la degradación antropógena de los suelos (GLASOD), 1990), 26 millones de hectáreas en la UE están afectadas por erosión hídrica y 1 millón por erosión eólica. Además, se están elaborando modelos para la predicción de riesgos de erosión que han permitido la confección de mapas de evaluación de riesgos de erosión en Europa (programa CORINE⁷) y, más recientemente, en Italia (CCI⁸) y en Europa (CCI⁹). Los resultados de dichos mode-

los no son del todo fiables ya que no han sido validados lo suficiente mediante trabajos de campo.

Aunque no existen estudios globales del impacto económico de la erosión, la información disponible indica que éste es importante. En un estudio¹⁰ realizado en 1991, se estimaba que, en España, los costes directos derivados de la erosión ascendían a 280 millones de ECUS anuales debido, entre otras cosas, a la pérdida de producción agrícola, el deterioro de los embalses y los daños causados por las inundaciones. Asimismo, se calculó que el coste de las medidas contra la erosión y de recuperación del suelo exigirían un desembolso de 3.000 millones de ECUS a lo largo de un periodo de entre 15 y 20 años.

3.2 Pérdida de materia orgánica

La materia orgánica del suelo se compone de materiales orgánicos (restos de raíces, hojas y excrementos), organismos vivos (bacterias, hongos, lombrices y demás fauna edáfica) y humus, el producto final estable de la descomposición del material orgánico del suelo causada por la acción lenta de los organismos del suelo. Como tal, se encuentra en un proceso constante de acumulación y descomposición, de tal manera que se libera carbono a la atmósfera en forma de CO₂ y se recaptura mediante el proceso de fotosíntesis.

La materia orgánica es de vital importancia para que el suelo pueda realizar sus funciones clave y resulta un factor determinante de la resistencia a la erosión y de la fertilidad del suelo. Asimismo, garantiza la capacidad de cohesión y amortiguación del suelo, con lo que contribuye a limitar el que la contaminación difusa del suelo llegue al agua.

Las actividades agrícolas y forestales tienen una gran incidencia en la materia orgánica del suelo. A pesar de la importancia de preservar el contenido de materia orgánica del suelo, está demostrado que a menudo la materia orgánica del suelo en descomposición no se repone lo suficiente en los cultivos herbáceos, entre los que se observa una tendencia cada vez más pronunciada hacia la especialización y el monocultivo. Esta especialización ha llevado a la separación de la ganadería y los cultivos herbáceos, con lo que han desaparecido las prácticas agrícolas de rotación y la consiguiente reposición de materia orgánica.

La acumulación de materia orgánica en el suelo es un proceso lento (mucho más que el de pérdida de la misma). Este proceso se ve favorecido por técnicas adecuadas de gestión de explotaciones como la agricultura de conservación, la agricultura ecológica, los pastizales permanentes, los cultivos de cobertura, la cubrición del suelo, el abonado con leguminosas verdes, el uso de estiércol y compost, el cultivo en fajas y el cultivo según las curvas de nivel. La mayoría de estas técnicas ha demostrado su eficacia a la hora de prevenir la erosión, aumentar la fertilidad y potenciar la biodiversidad del suelo.

El carbono es uno de los principales componentes de la materia orgánica, que, a su vez, desempeña un papel fundamental en el ciclo global del carbono. Las investigaciones¹¹ realizadas indican que aproximadamente 2 gigatoneladas (Gt)¹² de carbono quedan fijadas en forma de materia orgánica cada año. Basta contrastar esta cantidad con las 8 Gt de carbono de carácter antropogénico emitidas a la atmósfera anualmente para darse cuenta de la importancia de la materia

orgánica edáfica con relación al cambio climático. Sin embargo, la cantidad de materia orgánica, y por ende de carbono, que puede ser almacenada en el suelo es limitada. Además, es necesario mantener un tipo de gestión específico para conservar o incrementar el contenido de materia orgánica del suelo.

La disminución de materia orgánica es especialmente preocupante en las regiones mediterráneas. A partir de los escasos datos disponibles, la Oficina Europea del Suelo, proyecto auspiciado por el CCI, afirma que el suelo de casi el 75% de la superficie total muestreada en el Sur de Europa tiene un contenido bajo (3,4%) o muy bajo (1,7%) en materia orgánica. Los agrónomos consideran que los suelos con menos de 1,7% de materia orgánica están en fase de pre-desertificación. Este problema, no obstante, no se limita al Mediterráneo. Las cifras de Inglaterra y Gales muestran que el porcentaje de suelos con menos de 3,6% de materia orgánica aumentó de 35% a 42% durante el periodo 1980-1995, debido quizás al cambio en las prácticas de gestión. Durante el mismo periodo en la región de Beauce, al sur de París, la mitad de la materia orgánica del suelo desapareció por la misma razón.

Puesto que la disminución de la materia orgánica del suelo es un tema complejo que afecta a otros factores, como la fertilidad y la erosión del suelo, resulta extremadamente difícil estimar el coste que supone.

3.3 Contaminación del suelo

La introducción de agentes contaminantes en el suelo puede tener como resultado daños al suelo o bien la pérdida de algunas de las funciones del mismo y la posible contaminación cruzada del agua. La concentración de dichos contaminantes en el suelo por encima de ciertos niveles entraña un gran número de consecuencias negativas para la cadena alimentaria y por ende para la salud humana así como para todo tipo de ecosistemas y otros recursos naturales. La evaluación de los efectos para la salud humana de los contaminantes en el suelo implica no sólo considerar su concentración sino su comportamiento ambiental y los mecanismos de exposición.

A menudo se distingue entre la contaminación edáfica proveniente de fuentes claramente delimitadas (contaminación local o puntual) y la causada por fuentes difusas.

3.3.1. Contaminación local del suelo

La contaminación local (o puntual) va unida generalmente a la minería, las instalaciones industriales, los vertederos y otras instalaciones, tanto en funcionamiento como tras su cierre. Dichas prácticas pueden suponer un riesgo tanto para el suelo como para el agua.

En el caso de la minería, los principales riesgos están relacionados con el almacenamiento de lodos, la generación de aguas ácidas de mina y el uso de ciertos reactivos químicos. Estos riesgos se dan especialmente en la minería del carbón y los metales.

Las instalaciones industriales tanto en funcionamiento como tras su cierre pueden convertirse en una de las principales fuentes de contaminación local. Aunque las zonas más extensas y afec-

tadas se concentran alrededor de regiones muy industrializadas en el noroeste de Europa, existen terrenos contaminados por todo el continente.

En la UE no hay grandes superficies contaminadas por radionúclidos artificiales. La contaminación por radionúclidos está asociada a residuos de minería, particularmente de uranio, acumulaciones de fosfoyeso y la industria metalúrgica.

El vertido de residuos constituye otra actividad potencialmente contaminante de primer orden: por término medio, el 65% de los residuos urbanos generados en la UE (190 millones de toneladas en 1995) acaba en vertederos. En estos lugares, los lixiviados pueden afectar al suelo circundante y al sustrato geológico para, posteriormente, pasar a las aguas subterráneas o de superficie. La principal causa de preocupación la constituyen los vertederos que están o estuvieron funcionando sin ajustarse al conjunto mínimo de requisitos técnicos establecidos en la Directiva relativa al vertido de residuos¹³.

Se estima que en la UE el número de terrenos contaminados oscila entre 300.000 y 1.500.000¹⁴. La gran diferencia entre ambas cifras se debe a la falta de acuerdo para alcanzar una definición común de terreno contaminado así como a la diferencia de criterios a la hora de establecer los niveles aceptables de riesgo, los objetivos de protección y los parámetros de exposición.

La recuperación de suelos es una operación difícil de coste muy elevado. El gasto en descontaminación varía mucho entre los Estados miembros. En 2000, los Países Bajos invirtieron 550 millones de euros en trabajos de descontaminación, Austria 67 y España 14. Estas disparidades muestran las diferentes percepciones de la gravedad de la contaminación, las diferentes políticas y objetivos de recuperación y las diferentes fórmulas de estimación de gastos. La Agencia Europea de Medio Ambiente ha calculado que el coste total para la recuperación de terrenos contaminados en Europa oscila entre 59 y 109 miles de millones de euros¹⁵.

Aun reconociendo la importancia del intercambio de conocimientos y experiencias en materia de recuperación de suelos contaminados, el objetivo principal de cara al futuro debe ser la prevención de la contaminación.

3.3.2 *Contaminación difusa del suelo*

La contaminación difusa está generalmente relacionada con la deposición atmosférica, determinadas prácticas agrícolas y el tratamiento y reciclaje inadecuados de los lodos de depuración y aguas residuales.

La deposición atmosférica está originada por las emisiones de la industria, el tráfico y la agricultura. La deposición de contaminantes atmosféricos introduce en el suelo agentes contaminantes acidificantes (por ejemplo: SO₂, NO_x), metales pesados (por ejemplo: cadmio, plomo, arsénico y mercurio) y diversos compuestos orgánicos (por ejemplo: dioxinas, policlorobifenilos, hidrocarburos aromáticos policíclicos).

Los contaminantes acidificantes reducen gradualmente la capacidad de amortiguación del suelo, hasta llegar en algunos casos a sobrepasar la carga crítica, lo que conlleva una repentina

emisión de grandes cantidades de aluminio y otros metales tóxicos al medio acuático. Además, la acidificación contribuye a la pérdida de nutrientes y, en consecuencia, al declive de la fertilidad del suelo así como a posibles problemas de eutrofización en el agua y al exceso de nitratos en el agua potable. Asimismo, puede dañar a los microorganismos beneficiosos del suelo ralentizando la actividad biológica.

El amoníaco y demás depósitos de nitrógeno (provenientes de las emisiones de la agricultura, el tráfico y la industria) causan el enriquecimiento en nitrógeno del suelo y, por consiguiente, el declive de la biodiversidad tanto de los bosques como de los pastizales de alto valor natural. En algunos bosques europeos, se han registrado valores extremos de aportación de nitrógeno de hasta 60 kg anuales por hectárea. Con anterioridad a la industrialización este valor era inferior a 5 kg¹⁶.

Por lo que a sustancias radioactivas respecta, los suelos forestales merecen especial atención. En el ciclo de nutrientes característico de los ecosistemas forestales, existe un gran número de radionucleidos (por ejemplo: cesio-134 y -137 como el emitido en el accidente de Chernobyl) en los que no se eliminan las sustancias radioactivas (salvo por desintegración radioactiva). Por este motivo, los niveles de radioactividad de los productos forestales están por encima de los máximos permitidos, especialmente en el caso de las setas silvestres.

Existe una serie de prácticas agrarias que también puede considerarse una fuente de contaminación edáfica difusa, si bien se conocen mejor sus efectos en el agua que en el suelo.

Los sistemas de producción agraria que no alcanzan un equilibrio entre la cantidad de nutrientes entrante y saliente conducen a un exceso de la masa disponible de éstos en el suelo que tiene como consecuencia la contaminación de las aguas tanto subterráneas como de superficie. La extensión de los problemas derivados de los nitratos en Europa pone de relieve la gravedad de dicho desequilibrio.

El contenido de metales pesados (por ejemplo: cadmio, cobre) en los abonos y piensos constituye otro problema. Sus efectos en el suelo así como en los organismos del suelo no están claros, si bien algunos estudios han demostrado que existe una posible incorporación de cadmio a la cadena alimentaria. Tampoco se conocen los efectos en el suelo de los antibióticos presentes en la alimentación animal.

Los plaguicidas son compuestos tóxicos que se han introducido deliberadamente en el medio ambiente para combatir plagas y enfermedades de las plantas. Pueden acumularse en el suelo o bien filtrarse en las aguas subterráneas o evaporarse y posteriormente volver a depositarse en el suelo. Asimismo, pueden afectar a la biodiversidad del suelo e incorporarse a la cadena trófica.

El actual proceso de autorización de plaguicidas¹⁷ evalúa, entre otros, los riesgos medioambientales para el suelo de los distintos plaguicidas; no obstante, la información acerca de los efectos combinados sigue siendo limitada. Mediante el proceso de autorización mencionado, se están eliminando los plaguicidas que entrañan riesgos demasiado elevados. La cantidad de ingredientes activos plaguicidas vendidos en los 15 Estados miembros alcanzó 321.386 toneladas en 1998¹⁸.

Aunque el uso de plaguicidas esté regulado y sólo deben utilizarse conforme a las buenas prácticas agrarias, se ha observado que se filtran a las aguas subterráneas y llegan a las de superficie ligados a partículas de suelo erosionado. La acumulación en el suelo es un hecho, especialmente en el caso de compuestos actualmente prohibidos en la UE.

Por lo que respecta a los residuos, los lodos de depuración, el producto final de la depuración de las aguas residuales, constituyen también motivo de preocupación. Pueden estar contaminados por una gran variedad de sustancias, como los metales pesados y compuestos orgánicos traza difícilmente biodegradables, lo que puede causar un aumento de la concentración de estos compuestos en el suelo. Algunos de ellos pueden ser descompuestos en moléculas inocuas mediante la acción de los microorganismos del suelo, mientras que otros permanecen inalterados, como es el caso de los metales pesados. Esto puede aumentar los niveles de concentración en el suelo, lo que comporta un riesgo para los microorganismos edáficos, la flora, la fauna y los seres humanos. También pueden contener organismos potencialmente patógenos como virus y bacterias. No obstante, los lodos de depuración contienen materia orgánica y nutrientes como el nitrógeno, el fósforo y el potasio de gran valor para el suelo, que pueden utilizarse, entre otros usos, en suelos agrícolas. Siempre que se apliquen sistemas de prevención y vigilancia de la contaminación directamente en su origen, el uso controlado de los lodos de depuración en el suelo no debería plantear problemas, sino que podría resultar incluso beneficioso y contribuir a incrementar la materia orgánica del suelo. Cada año se producen 6,5 millones de toneladas de lodos (materia seca) en la UE. Se estima que para 2005 la cantidad total de Lodos de depuración disponible habrá aumentado un 40% debido a la aplicación progresiva de la Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas¹⁹. En un reciente informe de la Comisión ²⁰ sobre el estado de aplicación de la Directiva, se señala que, si bien se han realizado progresos, existe un gran retraso al respecto en la mayoría de los Estados miembros.

Los costes de la contaminación difusa del suelo no se manifiestan tanto en lo relacionado directamente con el suelo como en las consecuencias de la menor capacidad de amortiguación del suelo. Aunque todavía no se ha estimado el coste exacto, se sabe que la eliminación de compuestos orgánicos, plaguicidas, nutrientes y metales pesados presentes en el agua resulta muy costosa.

3.4 Sellado del suelo

El fenómeno consistente en cubrir el suelo para la construcción de viviendas, carreteras u otros fines se denomina sellado del suelo. Cuando esto ocurre, la superficie de la que dispone el suelo para realizar sus funciones, como la absorción del agua de lluvia para su infiltración y filtrado, se ve reducida. Además, las zonas selladas pueden tener un gran impacto en los suelos adyacentes, ya que modifican el curso del agua y contribuyen a agravar la fragmentación de la biodiversidad. El sellado del suelo es prácticamente irreversible.

Este fenómeno tiene una relación muy estrecha con las estrategias de ordenación territorial, en las que lamentablemente no se suele tomar en cuenta lo suficiente los efectos de las pérdidas de suelo irremplazables. El mejor ejemplo se puede observar en las regiones costeras del Mediterráneo, donde la proporción de zonas sin construir no deja de disminuir. En 1996, casi

el 43% de la superficie de las regiones costeras italianas, que suelen estar formadas por suelos fértiles, estaba completamente construida y tan sólo el 29% seguía totalmente despejada.

Como para otros procesos de degradación, se carece de información a escala europea: solamente hay datos disponibles acerca de la extensión de las zonas construidas en un reducido número de países; además, dichos datos no suelen ser comparables ya que estos países utilizan metodologías diferentes.

Tampoco existe información acerca del tipo de suelos que se está sellando. Una cierta disminución del suelo disponible es inevitable; pero, si el suelo afectado por este sellado desempeña un papel importante en la producción alimentaria, la conservación de la naturaleza, el control de inundaciones o cualquier otra función vital, sus consecuencias afectan negativamente al desarrollo sostenible.

3.5 Compactación del suelo

La compactación del suelo se da cuando está sometido a una presión mecánica fruto del uso de maquinaria pesada y del pastoreo excesivo, especialmente si el suelo está húmedo. En las zonas sensibles, el esquí y el senderismo también contribuyen a la compactación. Este fenómeno consiste en la reducción de la porosidad entre las partículas del suelo por lo que pierde parcial o totalmente su capacidad de absorción. La compactación de las capas más profundas del suelo es muy difícil de remediar.

El deterioro global de la estructura edáfica se debe a que la compactación del suelo limita el crecimiento de las raíces, la capacidad de almacenamiento, la fertilidad, la actividad biológica y la estabilidad. Además, si las precipitaciones son fuertes, es imposible que el agua se filtre fácilmente en el suelo. En consecuencia, el elevado volumen de aguas de escorrentía incrementa el riesgo de erosión y, según algunos expertos, ha sido uno de los factores desencadenantes de algunas de las últimas inundaciones en Europa²¹.

Se ha calculado que en Europa casi el 4% del suelo está afectado por la compactación²², si bien no se dispone de datos precisos.

3.6 Reducción de la biodiversidad del suelo

El suelo es el hábitat de una cantidad ingente de organismos vivos de todo tipo. Además, el carácter de todos los ecosistemas terrestres depende en gran medida del tipo de suelo, que determina en gran parte el ecosistema de una zona, sin olvidar que muchos de ellos son de gran valor ecológico (humedales, llanuras aluviales y turberas). El suelo abraza la mayor cantidad y variedad de seres vivos. En un pastizal, por cada entre 1 y 1,5 toneladas de biomasa que habita sobre el suelo (ganado y hierba), se encuentran unas 25 toneladas de biomasa (bacterias, lombrices, etc.) que vive dentro del suelo en los primeros 30 cm.

Las bacterias, hongos, protozoos y demás pequeños organismos del suelo desempeñan un papel fundamental para garantizar las propiedades físicas y bioquímicas necesarias para la fertilidad del suelo. Los organismos de mayor tamaño, como los gusanos, caracoles y pequeños artrópodos

dos descomponen la materia orgánica, proceso que continúan los microorganismos y que conjuntamente movilizan hacia las capas más profundas del suelo, donde es más estable. Además, los organismos edáficos sirven de reserva de nutrientes, eliminan agentes patógenos externos y descomponen los contaminantes en compuestos más simples ya menudo menos nocivos.

La pérdida de biodiversidad del suelo hace a los suelos más vulnerables a la erosión así como a otros procesos de degradación. Por este motivo, la biodiversidad suele tomarse como indicador general del estado de salud del suelo. Un gramo de suelo en buen estado puede contener hasta 600 millones de bacterias pertenecientes a entre 15.000 y 20.000 especies diferentes. En los suelos desérticos estas cifras apenas alcanzan 1 millón de entre 5.000 a 8.000 especies respectivamente.

Aunque todavía no se sepa cómo funciona con exactitud la compleja dinámica de la biodiversidad del suelo, se sabe que la actividad biológica en el mismo depende en gran medida de la existencia de los niveles adecuados de materia orgánica. El uso indebido de plaguicidas en general y nematicidas en particular puede tener efectos muy nocivos debido a su escasa selectividad. Varios estudios sugieren que algunos herbicidas limitan notablemente la actividad de las bacterias y hongos que viven en el suelo. Además, el uso abusivo de sustancias nutrientes puede alterar gravemente el equilibrio biológico y, por lo tanto, reducir la biodiversidad del suelo.

La agricultura ecológica ha demostrado ser un eficaz medio para conservar y potenciar la biodiversidad. En un estudio realizado durante dos años en suelos austríacos, se encontró que había un 94% más de escarabajos en los campos de cultivo ecológico que en los convencionales. Asimismo, el número de especies de escarabajo era un 16% mayor. No obstante, hay que tener en cuenta que la cuantificación de la biodiversidad del suelo es muy limitada y se limita a proyectos de alcance local.

Debido a que los principales efectos de la pérdida de biodiversidad son indirectos, resulta imposible estimar su coste económico en este momento.

3.7 Salinización

La salinización es una acumulación de sales solubles de sodio, magnesio y calcio en los suelos que provoca una importante reducción de su fertilidad.

A menudo, este proceso está asociado con el regadío, puesto que las aguas de regadío siempre contienen sales en cantidades variables, en particular, en las regiones donde las escasas precipitaciones, los elevados niveles de evapotranspiración, y las características de textura de los suelos impiden el lavado de las sales, que, de esta forma, se van acumulando en las capas superficiales del suelo. La utilización de aguas de riego con un elevado contenido de sales agrava enormemente el problema. En las zonas costeras, la salinización puede estar vinculada asimismo a la sobreexplotación de las aguas subterráneas (debido a las crecientes exigencias desde el punto de vista urbanístico, industrial y agrario) que provoca un descenso del nivel freático y desencadena la intrusión de agua marina. En los países nórdicos, la sal utilizada durante el

invierno para el mantenimiento de las carreteras puede provocar asimismo la salinización del suelo.

Se estima que, en la UE, la salinización del suelo afecta a 1 millón de hectáreas, principalmente en los países mediterráneos, y que este fenómeno constituye una de las principales causas de la desertificación. En España, concretamente, un 3% de los 3,5 millones de hectáreas de regadío se halla gravemente afectado, lo que se traduce en una importante reducción del potencial agrario, otro 15% se encuentra seriamente amenazado²³. No se dispone de estimaciones sobre los costes económicos totales de este fenómeno.

3.8. Inundaciones y deslizamientos de tierras

Las inundaciones y deslizamientos de tierras son catástrofes naturales estrechamente relacionadas con la gestión de suelos y terrenos. Las inundaciones y los deslizamientos de tierras a gran escala provocan fenómenos de erosión, de contaminación y de pérdida de recursos del suelo, lo que afecta de forma significativa a la vida y la actividad humanas, provoca daños en edificios e infraestructuras, y supone una pérdida de tierras de cultivo.

Las inundaciones y corrimientos de tierra afectan al suelo de forma distinta a las demás amenazas ya indicadas. No obstante, en algunos casos, las inundaciones pueden derivarse, en parte, del hecho de que el suelo no desempeña su función de control del ciclo hidrológico debido a los fenómenos de compactación y sellado. Asimismo, pueden verse propiciados por la erosión causada por la deforestación y el abandono de tierras de cultivo.

Este tipo de catástrofes naturales se produce con mayor frecuencia en zonas con suelos altamente erosionables, pendientes muy escarpadas e intensas precipitaciones, como, por ejemplo, las regiones alpinas y mediterráneas²⁴. En Italia, más del 50% del territorio ha sido clasificado como zona de riesgo geológico elevado o muy elevado, lo que afecta al 60% de la población, es decir a 34 millones de personas. De estas cifras más del 15% del territorio y del 26% de la población están sometidos a un riesgo muy elevado²⁵.

Estos fenómenos tienen graves repercusiones sobre la población y provocan importantes perjuicios económicos. En Italia, en los últimos 20 años, las inundaciones y deslizamientos de tierras han afectado a más de 70.000 personas y han ocasionado pérdidas económicas por valor de 11.000 millones de euros, como mínimo.

3.9 Situación en los países candidatos a la adhesión

Las amenazas al suelo en los países candidatos son similares a las descritas en relación con los países de la Unión Europea.

El Informe SOVEUR, elaborado por la FAO²⁶, constituye la evaluación pericial más reciente sobre la situación de los suelos en los Países de Europa Central y Oriental. Dicho informe describe la situación en algunos de los países candidatos por lo que respecta a los factores que amenazan al suelo, que se recoge, sintéticamente, en los apartados siguientes.

El problema ambiental más importante es la erosión, aunque existen diferencias significativas entre países por lo que respecta a su alcance e intensidad. Las zonas afectadas por la erosión suponen entre el 5 y el 39% de la superficie total.

La **contaminación local** causada por las 3.000 antiguas instalaciones militares constituye un grave problema que aún no se ha evaluado plenamente.

Se ha observado la existencia de ciertas formas de contaminación difusa. La acidificación está afectando aproximadamente a un 35% del territorio de Polonia y Hungría, y Letonia y Lituania también padecen este fenómeno. El 40% del suelo Lituano registra grandes concentraciones de metales pesados, aunque ello puede deberse en gran medida a que ese suelo contenía ya elevadas concentraciones naturales de fondo.

La **compactación del suelo** es un problema generalizado, en particular, en Bulgaria.

En Hungría, el 8% del territorio se ve afectado por la **salinización**, de origen natural, fundamentalmente.

No se dispone de cifras en relación con el **sellado del suelo**, la **materia orgánica**, la **biodiversidad y las inundaciones y deslizamientos de tierras**.

Tampoco se dispone de cifras sobre las repercusiones económicas y ambientales de la degradación del suelo en los países candidatos.

3.10. Conclusiones sobre las amenazas al suelo

Muchas de las amenazas descritas responden a una serie de factores comunes cuyo análisis permite extraer algunas conclusiones.

- Los procesos de degradación, inducidos o exacerbados por la actividad humana, están perjudicando al suelo, impidiendo que siga desempeñando sus múltiples funciones.
- Si bien la magnitud de estos procesos varía en función de cada Estado miembro, existen pruebas de que, en la actualidad, en la Unión Europea, están desarrollándose procesos de degradación del suelo.
- En relación con los procesos de degradación, no existe prueba alguna de que se esté produciendo una inversión significativa de las tendencias negativas. Por el contrario, la información disponible muestra que, en las últimas décadas, algunos de estos procesos se han acentuado.
- Aunque no existen pruebas concluyentes de los efectos del cambio climático sobre el suelo, es probable que este fenómeno incremente la magnitud de las amenazas, lo que induce a pensar que, en el futuro, la protección del suelo cobrará una importancia creciente.

Cuando concurren, los procesos de degradación descritos minan a menudo la sostenibilidad del suelo. Aunque no exista una estimación global de los costes generados por la degradación del suelo, es evidente que las repercusiones económicas de este proceso, así como los costes de descontaminación, son importantes. La información de que se dispone en la actualidad permite proyectar una serie de iniciativas para detener e invertir el proceso de degradación del suelo. No obstante, es necesario reunir información más detallada y comparable acerca del alcance y la importancia de los procesos de degradación, así como sobre las prácticas de gestión del suelo y las medidas de protección más adecuadas, a fin de evitar dichos procesos en el futuro.

4 LA DIMENSIÓN INTERNACIONAL

Los procesos de degradación del suelo no se limitan a la Unión Europea, sino que constituyen un problema importante en todo el mundo, con graves consecuencias ambientales, sociales y económicas. Al aumentar la población mundial aumenta también la necesidad de proteger el suelo como recurso vital que es, especialmente para la producción de alimentos. El proceso de concienciación de la comunidad internacional respecto a la necesidad de aplicar respuestas globales ha dado pie a un número cada vez mayor de iniciativas internacionales.

La Carta del Suelo del Consejo de Europa, de 1972, apelaba a los Estados para que aplicaran una política de conservación del suelo. La Carta Mundial de los Suelos (FAO, 1982) y la Política Mundial del Suelo (PNUMA, 1982) perseguían el fomento de la cooperación internacional para el uso racional de los recursos edáficos. Las Directrices sobre medio ambiente del PNUMA para la formulación de políticas nacionales del suelo establecen un procedimiento de preparación de políticas nacionales con un componente intrínseco de utilización sostenible de la tierra.

En la Cumbre de la Tierra, celebrada en Río de Janeiro en 1992, la comunidad internacional se puso de acuerdo sobre una colaboración mundial para conseguir un desarrollo sostenible y estableció el marco del Programa 21; como resultado, se pusieron en marcha varias convenciones.

La Convención Marco sobre Cambio Climático (CCC), de 1992, reconoce la función y la importancia de los ecosistemas terrestres como sumideros de gases de efecto invernadero, así como que los problemas de degradación del suelo y los cambios en el uso del mismo pueden agravar la emisión de gases a la atmósfera. El Protocolo de Kioto de 1997 promueve el desarrollo sostenible e invita a todas las Partes a aplicar políticas y medidas de protección y aumento de los sumideros y depósitos de gases de efecto invernadero. En marzo de 2000, la Comisión adoptó la Comunicación sobre políticas y medidas de la UE para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero: Hacia un Programa Europeo sobre el Cambio Climático (PECC)²⁷. Las actividades del PECC abarcan distintos ámbitos, entre los que figura ahora el del suelo como sumidero. El informe sobre el trabajo en este campo se terminará durante 2002.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), de 1992, tiene como objetivo la conservación de la diversidad biológica, el fomento del uso sostenible de sus componentes y la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos. En este Convenio es fundamental la preocupación por el hecho de que la diversidad biológica se esté viendo reducida significativamente por la actividad humana, incluida la gestión del

suelo y de la tierra. En varias Conferencias de las Partes del Convenio se han tomado decisiones²⁸ destinadas a proteger la biodiversidad del suelo ya reducir el efecto negativo que tienen sobre ella determinadas prácticas agrícolas, como el uso excesivo de abonos.

La Comunicación sobre una estrategia de la Comunidad Europea en materia de biodiversidad²⁹ y sus recientemente adoptados planes de acción establecen el marco para elaborar políticas e instrumentos comunitarios a fin de garantizar el cumplimiento por parte de la Comunidad de los compromisos adquiridos en virtud del CDB. En concreto, el Plan de acción para la conservación de los recursos naturales incluye una acción para la creación de una base de datos sobre la erosión del suelo, la materia orgánica y los metales pesados, y para la vigilancia de la urbanización en relación con la biodiversidad.

La Convención de Lucha contra la Desertificación (CLD)³⁰, de 1994, reconoce que las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas constituyen una proporción importante de la superficie de las tierras emergidas y son el hábitat y el medio de vida de un gran segmento de la población mundial. El objetivo de la CLD consiste en prevenir y reducir la degradación del suelo, rehabilitar las que estén degradadas parcialmente y recuperar las que se hayan desertificado, a través de medidas eficaces basadas en la cooperación y acuerdos internacionales.

La CLD incluye cinco anexos regionales relativos a África, Asia, América Latina y Caribe, Mediterráneo septentrional (con cuatro Estados miembros: España, Grecia, Italia y Portugal) y Europa Central y Oriental (con la mayoría de los países candidatos). La elaboración y ejecución de programas de acción tanto regionales como nacionales constituyen instrumentos valiosos de la política de lucha contra la desertificación y otros fenómenos de degradación del suelo en las zonas afectadas³¹. Por otra parte, el Comité de Ciencia y Tecnología, órgano auxiliar dentro de la Convención, es origen de un volumen importante de información y asesoramiento en materia científica y tecnológica con relación a la degradación de la tierra en todo el mundo.

En 1999, como consecuencia de una iniciativa conjunta de la Comisión y de algunos Estados miembros (Acuerdo de Bonn sobre política de protección del suelo en Europa, de 1998), se creó el Foro Europeo del Suelo (FES), entre cuyos miembros se cuentan la UE, la AELC y los países de la adhesión, la Comisión y la AEMA. Su objetivo consiste en conseguir una mejor comprensión de los temas de protección del suelo y fomentar el intercambio de información entre los países participantes, así como llevar el debate sobre la protección del suelo desde el nivel científico y técnico al ámbito de la administración y la política.

5. MEDIDAS TOMADAS POR LOS ESTADOS MIEMBROS Y LOS PAÍSES CANDIDATOS

En diferentes Estados miembros se han tomado distintas iniciativas sobre la protección del suelo en relación con los procesos de degradación del suelo que consideran prioritarios.

En Europa Central y Septentrional, los esfuerzos se centran en la contaminación y el sellado del suelo, mientras que las iniciativas de los países meridionales se refieren más a la erosión ya la desertificación en el contexto de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. España, Grecia, Italia y Portugal han adoptado planes nacionales de lucha con-

tra la desertificación, en los que analizan el proceso de desertificación y señalan las medidas que deben tomarse.

El plan nacional español llega a la conclusión de que el 31% de España está amenazado gravemente de desertificación. El plan ha lanzado medidas sobre la gestión sostenible de los recursos hídricos, la prevención de los incendios forestales y el establecimiento de estaciones experimentales sobre desertificación.

El plan nacional griego describe los problemas de desertificación de Grecia y propone medidas de prevención y lucha. El plan portugués se centra en la conservación del suelo y del agua y contempla medidas de recuperación de las zonas degradadas como incentivo para que la población permanezca en las zonas más despobladas.

El plan italiano se centra en la reducción del riesgo de inundaciones y deslizamientos de tierras, hace referencia a la regulación del uso del agua ya la coordinación de las políticas sectoriales que afectan al ciclo del agua, y define zonas de riesgo elevado de inundaciones y de deslizamientos de tierras.

Ciertos Estados miembros han elaborado un enfoque global de la protección de las funciones del suelo. En Alemania está vigente una ley de protección del suelo que tiene como objetivo la protección y restauración de las funciones sostenibles del suelo, y que obliga a todas las partes a evitar los peligros y el sellado del suelo y a tomar precauciones contra los cambios edáficos nocivos.

En el Reino Unido, Inglaterra está elaborando una estrategia global del suelo. El documento de consulta considera distintos tipos de amenaza para el suelo y establece una relación de respuestas sostenibles, además de fijar una nueva serie de objetivos e indicadores claves del suelo y estudiar la relación entre suelo y ordenación del territorio.

En Dinamarca y Suecia, la protección del suelo se considera parte integrante de la protección general del medio ambiente. En Suecia hay un programa de vigilancia de los ecosistemas que incluye distintos parámetros edáficos.

En Francia se ha aprobado un plan nacional de gestión y protección del suelo que insiste en la prevención de la contaminación en el futuro. Cuenta con aspectos como una nueva red de vigilancia del suelo con una cuadrícula de 16 km por 16 km, la finalización del mapa nacional de suelos y de mapas de riesgos de erosión y de materia orgánica en el suelo. Austria ha elaborado un sistema de información sobre suelos con acceso por Internet.

Otros Estados miembros se centran en amenazas particulares. La política de los Países Bajos insiste en diversos tipos de contaminación del suelo, incluidas las aguas subterráneas, así como una normativa sobre contaminación de origen difuso define las entradas y salidas aceptables de nutrientes agrarios. En Bélgica, Flandes ha establecido un marco legal que permite asignar la responsabilidad civil sobre la contaminación de terrenos actual o histórica.

Entre los países candidatos, la República Checa, Eslovaquia, Polonia, Hungría, Eslovenia, Rumanía, Bulgaria, Chipre y Malta son también signatarios de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación y en este contexto están preparando programas nacionales.

En Eslovenia, la protección del suelo está contemplada en el programa nacional de medio ambiente, que trata de la descontaminación de los suelos degradados y de la aplicación de un uso sostenible del suelo agrícola. El programa se ha preparado en función de datos detallados sobre el suelo disponibles a través de Internet.

En Hungría, la protección del suelo se acoge a la legislación general de protección del medio ambiente, así como a la legislación específica sobre protección de la tierra de labor, protección del suelo, de la tierra y de las aguas subterráneas, así como recuperación de los terrenos contaminados.

6 POLÍTICAS COMUNITARIAS APLICABLES A LA PROTECCIÓN DEL SUELO

Aunque por ahora no hay ninguna política comunitaria dedicada explícitamente a la protección del suelo, existe una amplia gama de instrumentos comunitarios relacionados con esta protección. Debido al papel multifuncional y a la presencia universal del suelo, son muchas las políticas que influyen sobre él y, además, se permite la concesión de ayudas estatales para la rehabilitación de suelos contaminados. Hasta el momento no se ha evaluado sistemáticamente el efecto que tienen sobre la situación de los suelos tales políticas, entre las que destacan las de medio ambiente y agricultura, junto con la regional, si bien las de transporte e investigación también afectan al suelo.

6.1. Política de medio ambiente

La estrecha vinculación existente entre el suelo y los otros grandes compartimentos (agua y atmósfera) se refleja en la legislación ambiental que, aun siendo específica de tales compartimentos, contribuye de forma general a la protección del suelo. Es igualmente evidente la relación entre protección del suelo y legislación sobre residuos o política de ordenación del territorio.

La legislación comunitaria sobre el agua (Directiva de nitratos³² y Directiva marco del agua³³) fija normas para prevenir la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por el lixiviado de sustancias peligrosas o el exceso de nutrientes procedentes del suelo. La Directiva de nitratos insiste en la aplicación de buenas prácticas agrícolas en todas las zonas y de programas de acción en las zonas vulnerables en relación con los nitratos. Contiene disposiciones para mejorar las condiciones del suelo, como cultivos de cobertura de invierno y gestión ajustada del suelo en zonas con pendientes pronunciadas. La Directiva marco del agua se propone garantizar las funciones ecológicas, cuantitativa y cualitativa del agua, exigiendo que se analicen todos los efectos sobre el agua y se tomen medidas dentro de los planes de gestión de las cuencas hidráulicas. En caso de suelos contaminados, erosión o exceso de abonos en el suelo, que contribuyan a la contaminación de las aguas superficiales o subterráneas, las necesarias medidas correctoras llevarán con frecuencia a una mejor protección del suelo.

Los contaminantes de la atmósfera que con mayor probabilidad pueden llegar al suelo directamente o con las precipitaciones son los metales pesados y las sustancias que contribuyen a la acidificación y a la eutrofización. Por tanto, la legislación destinada a reducir y supervisar la contaminación atmosférica (Directiva marco de calidad de la atmósfera y directivas derivadas³⁴ y Directivas sobre límites nacionales de emisiones³⁵) afecta a la protección del suelo. En este ámbito se seguirá avanzando mediante la futura estrategia temática de calidad del aire (Aire Limpio para Europa, conocida por sus siglas inglesas CAFE, de *Clean Air for Europe*).

La gestión de residuos es uno de los elementos clave de la prevención de la contaminación del suelo. Estrechamente relacionada con ella está la Directiva sobre lodos de depuradora³⁶, que regula el uso de lodos de depuradora en agricultura de forma que se eviten los efectos nocivos sobre el suelo. En términos más generales, la Directiva marco sobre residuos³⁷ exige que los residuos se eliminen sin poner en peligro el suelo. Otros actos legislativos específicos sobre residuos, como la Directiva sobre vertederos³⁸, la Directiva sobre incineración³⁹ y la Directiva sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas⁴⁰ pueden contribuir a la prevención de la contaminación del suelo.

La política de ordenación del territorio puede desempeñar un papel importante en la protección de los recursos edáficos, limitando el sellado del suelo y haciendo que en las decisiones relativas al uso del suelo se tengan en cuenta las características del suelo (por ejemplo, el riesgo de erosión). Actualmente está en fase de preparación una Comunicación aparte sobre ordenación y medio ambiente (la dimensión territorial), en la que se tratarán varios aspectos relacionados con el suelo, como el sellado de terrenos vírgenes y la reutilización apropiada de los terrenos industriales abandonados, y se abogará por una ordenación racional del territorio que tenga en cuenta las características del suelo.

La legislación general sobre medio ambiente afecta asimismo a la protección del suelo. La Directiva sobre prevención y control integrados de la contaminación⁴¹ exige de la industria y de las explotaciones intensivas de ganado con un tamaño por encima de cierto nivel definido que eviten las emisiones de contaminantes a la atmósfera, al agua y al suelo, que eviten la producción de residuos y que eliminen estos de forma segura, y que vuelvan a poner en estado satisfactorio las zonas industriales abandonadas. La Directiva de evaluación de efectos sobre el medio ambiente⁴² impone la realización de una evaluación ambiental de ciertos planes y programas, con inclusión del ámbito de la ordenación del territorio, lo cual debe tener un efecto beneficioso para la protección del suelo. La Directiva de evaluación de las repercusiones sobre el medio ambiente⁴³ exige una evaluación ambiental de determinados proyectos públicos y privados, en la que se incluye el examen del posible efecto sobre el suelo. En virtud de la legislación sobre sustancias químicas se presentan evaluaciones de riesgos y estrategias de reducción de riesgos en relación con un número considerable de sustancias. Las evaluaciones de riesgos efectuadas en el ámbito del Reglamento sobre sustancias existentes⁴⁴ estudian los riesgos relacionados con la presencia de las sustancias en el compartimento edáfico. Existe una legislación comparable sobre evaluación de nuevas sustancias químicas⁴⁵, productos fitosanitarios⁴⁶ y productos biocidas⁴⁷. La Directiva sobre los hábitat⁴⁸ reviste una importancia particular, ya que define un número de hábitat terrestres en función de las características específicas del suelo, como dunas, turberas, praderas calizas y pastos húmedos.

El instrumento financiero LIFE da apoyo a soluciones innovadoras respecto a algunas de las amenazas para el suelo, así como a un uso sostenible de éste.

6.2. La política agrícola común (PAC)

Dado que la producción agrícola depende tanto del suelo y el 77 % de la tierra de la UE se destina a la agricultura y la silvicultura, la política agrícola tiene por definición un efecto enorme sobre el suelo. La reforma de la política agrícola común en el contexto de la Agenda 2000, a partir de las medidas introducidas con la reforma de 1992, confirmaba la importancia de las políticas de desarrollo rural como segundo pilar de la PAC. En 2000 se aprobaron nuevos planes de desarrollo rural, que incluyen una definición de buenas prácticas agrícolas (BPA), sobre la base de normas verificables en las que la protección del suelo recibe una atención considerable.

Las BPA constituyen un elemento esencial de la nueva política de desarrollo rural: la concesión de ayudas compensatorias en zonas menos favorecidas está condicionada al respeto de las BPA y las medidas agroambientales posibilitan compensaciones económicas para aquellos que van más allá en materia de protección del medio ambiente. Las buenas prácticas agrícolas se definen como las prácticas que aplicaría en la región correspondiente un agricultor razonable, y engloban en cualquier caso el cumplimiento de los requisitos obligatorios generales, como la legislación sobre medio ambiente, pero los Estados miembros pueden establecer requisitos adicionales relacionados con las buenas prácticas.

Dentro de los planes de desarrollo rural, ciertos Estados miembros que se enfrentan a problemas de erosión han incluido prácticas como el laboreo siguiendo curvas de nivel, mientras que algunos con bajos niveles de materia orgánica en el suelo han prohibido la quema de rastrojos de cereales. Varios Estados miembros han definido cargas máximas de ganado para evitarla degradación del suelo por pastoreo excesivo.

Las medidas agroambientales destinadas a proteger el suelo varían desde sistemas generales de gestión de explotaciones como la agricultura ecológica (con inclusión de cargas ganaderas máximas) y la gestión integrada de cultivos, hasta medidas específicas, como prácticas de barbecho o de conservación, bandas de pradera, coberturas invernales, uso de compost y mantenimiento de terrazas. También puede contribuirse a mejorar la situación de los suelos agrícolas con medidas destinadas a reducir el uso de plaguicidas, como la gestión integrada de plagas o el fomento de la rotación equilibrada.

Dentro del pilar comercial de la PAC, la reforma de la Agenda 2000 introdujo nuevos requisitos de protección del medio ambiente, con arreglo a los cuales los Estados miembros deben tomar las medidas ambientales que consideren apropiadas según la situación de los terrenos agrícolas utilizados o la producción correspondiente y teniendo en cuenta los posibles efectos sobre el medio ambiente. Entre estas medidas pueden figurar la ayuda a cambio de compromisos agroambientales, requisitos ambientales obligatorios generales o requisitos ambientales específicos que constituyan condiciones para pagos directos. Los Estados miembros deben decidir sobre las sanciones en caso de incumplimiento de los requisitos ambientales, con posibilidades como la reducción o la supresión de las ayudas comerciales.

Diversas medidas dentro de los distintos regímenes de mercado ofrecen posibilidades de proteger el suelo, como la retirada de tierras en el sector de los cultivos herbáceos, las primas por extensificación en el sector de la carne de vacuno y las posibilidades de las dotaciones nacionales en los sectores de los productos lácteos, ovino y carne de vacuno.

Para el futuro se prevé un mayor nivel de integración de las cuestiones medioambientales en la PAC: el aumento de la asignación de recursos al desarrollo rural que se contempla en la Comunicación de la Comisión sobre el desarrollo sostenible⁴⁹ favorecerá el campo de las técnicas agrícolas de protección de suelos.

6.3. Política regional y Fondos Estructurales y de Cohesión

Los programas de los Fondos Estructurales agrícolas y regionales tienen como objetivo general y obligatorio el de contribuir al desarrollo sostenible. Diversas medidas en estos programas contribuyen directa o indirectamente a la mejora y protección del suelo, como, por ejemplo, la prevención de la erosión y de las inundaciones, la recuperación de terrenos abandonados y contaminados, y las medidas en favor de unas actividades sostenibles de turismo y ocio. En todos los casos en que se prevean grandes inversiones debe realizarse un estudio del efecto sobre el medio ambiente.

La Estrategia para un Desarrollo Sostenible de la Comunidad hace referencia asimismo a la necesidad de poner en práctica la Perspectiva Europea de Desarrollo Territorial (PEOT), con inclusión de la realización de una red de observatorios para analizar los efectos regionales de las políticas comunitarias. El programa «Observatorio en Red de Ordenación Territorial Europea (ORATE) contiene varias medidas de interés para la protección eficaz del suelo.

6.4. Política de transporte

Es muy amplia la gama de posible efectos del transporte sobre el suelo. Entre los más importantes figuran la ocupación del terreno por las infraestructuras de transporte y la fragmentación de los ecosistemas y los hábitat causada por las redes de transporte. La calidad del suelo se ve afectada por la es correntía procedente de carreteras y pistas de aeropuertos, uso de herbicidas persistentes en las vías del ferrocarril, emisión de NO_x de los vehículos de motor, alteración de los flujos de aguas subterráneas por las obras de construcción y riesgos de contaminación relacionados con el transporte de mercancías peligrosas.

El Libro Blanco sobre política común de transporte⁵⁰ describe la política actual de transporte, establece la necesidad de integrar el transporte en el desarrollo sostenible y presenta una relación de paquetes de medidas destinadas a modificar el equilibrio entre modos de transporte, especialmente para aumentar la importancia de los modos más ecológicos, como el ferrocarril y la navegación, en detrimento de la carretera y la aviación.

El sistema de indicadores TERM permite la vigilancia para evaluar las características ambientales del sector del transporte, con indicadores de fragmentación y ocupación de suelo.

6.5 Política de investigación

Son varios los problemas de protección del suelo que se tratan en diversos programas comunitarios de investigación. Dentro del actual Quinto Programa Marco de Investigación, en los programas «Medio ambiente y desarrollo sostenible» y «Calidad de vida» se financian actividades de investigación relacionada con el suelo.

En la acción clave «Gestión sostenible y calidad del agua», varias actividades de investigación se dedican a evaluar y reducir la contaminación derivada de actividades industriales, de terrenos contaminados, vertederos de residuos y sedimentos o contaminación difusa derivada de prácticas de uso del suelo. También se estudian las interacciones entre suelo y agua, en el contexto de la gestión integrada del agua. Hay actualmente en marcha actividades de IDT sobre la gestión sostenible, en función de los riesgos, de los suelos y aguas contaminadas. La Red para la investigación de tecnologías medio ambientales relacionadas con la rehabilitación de suelos contaminados (CLARINET) es una red de expertos para la elaboración de políticas de gestión de terrenos contaminados.

En el ámbito de las aplicaciones ambientales del «Programa sobre las tecnologías de la sociedad de la información» se están realizando varios proyectos de investigación relacionados con la mejora de la gestión de los suelos.

La acción clave «Cambios globales, clima y diversidad biológica» estudia ecosistemas vulnerables, de los que los suelos son componentes principales, en relación con el clima y los cambios globales. Se presta una atención particular a las causas de la degradación de los suelos y la desertificación de los ecosistemas frágiles de Europa. También se investiga sobre la evaluación de los efectos de las políticas y prácticas.

Dentro del programa «Calidad de vida», se está investigando sobre nuevos sistemas de agricultura para reducir los efectos negativos sobre el ambiente y los suelos. También la prevención y la lucha contra la erosión y la salinización forman parte de las actividades de investigación destinadas a favorecer el uso sostenible del suelo. Por ejemplo, el proyecto de investigación PESERA va a evaluar el riesgo de erosión del suelo en toda Europa.

Por otra parte, la Oficina Europea del Suelo (OES), proyecto específico del Centro Común de Investigación de la Comisión, es una red de instituciones científicas que está realizando programas de trabajo científico y técnico para recoger, armonizar y distribuir información sobre el suelo de países de toda Europa en relación con las políticas nacionales y de la Comunidad.

El Sexto Programa Marco de Investigación, en fase de propuesta, favorece la investigación relacionada con el suelo en la prioridad «Desarrollo sostenible, cambio planetario y ecosistemas», insistiendo en una evaluación integrada a gran escala de la degradación de la tierra o del suelo y la desertificación en Europa, así como en las estrategias relacionadas de prevención y mitigación. Por otra parte, se propone estudiar aspectos del suelo en relación con el ciclo del agua. Es también prioritario mejorar la comprensión de la biodiversidad terrestre y de la función del suelo como sumidero de carbono. Además, dentro de la prioridad «Actividades específicas que cubren un campo de investigación más amplio», el Sexto Programa Marco apoyará la investi-

gación que sirva para respaldar la formulación y ejecución de las políticas comunitarias (Sexto Programa de Acción en materia de Medio Ambiente), con inclusión de la evaluación ambiental (suelo y agua, incluidos los efectos de las sustancias químicas). El programa del CCI seguirá apoyando a la Oficina Europea del Suelo como red de instituciones científicas edafológicas que proporcionan a los servicios de la Comisión información sobre el suelo de interés para sus políticas.

7 SISTEMAS EXISTENTES DE RECOGIDA DE DATOS SOBRE EL SUELO

7.1 Estudios de prospección de suelos

Los estudios de prospección de suelos recogen datos sobre las propiedades físicas y geológicas de los suelos, a fin de definir tipos de suelos y elaborar mapas edafológicos. Esta información es estática: se basa en la suposición de que los suelos y sus propiedades cambian sólo al cabo de periodos extremadamente largos.

La mayoría de los servicios de suelos europeos se estableció hace casi 50 años para responder a la necesidad de garantizar la autosuficiencia alimentaria. En aquella época se elaboró en el Reino Unido, Alemania y otros países una clasificación de los suelos según sus posibilidades, principalmente en relación con la agricultura.

Se establecieron conjuntos de datos edafológicos de diferentes países, generalmente utilizando nomenclaturas y técnicas de medición diferentes, con lo que surgieron problemas de comparabilidad. Los mapas de suelos basados en tales datos son también extremadamente variables en Europa. Son frecuentes las diferencias de escala y cobertura nacional y sólo Bélgica y los Países Bajos tienen mapas edafológicos a escala 1:50 000 que cubren la totalidad de su territorio nacional.

En 1985 se terminó, por iniciativa de la Comisión, un primer mapa de suelos de los países de la Comunidad Europea. Este mapa, de escala 1:1 000 000 se basa en el sistema de clasificación del suelo adoptado por la FAO/UNESCO e indica diferentes tipos de suelo.

El Sistema Europeo de Información sobre el Suelo (EUSIS), que es la única información edáfica homogénea disponible a escala de la Unión Europea, fue desarrollado por el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea y los servicios nacionales de suelos. Actualmente abarca la UE, la AELC y los países de Europa Central y Oriental; en el futuro incluirá todos los países ribereños del Mediterráneo. EUSIS proporciona mapas edafológicos a escala 1:1 000000, así como diversos modelos interpretativos temáticos, como riesgo de erosión del suelo, contenido de carbono orgánico en el suelo y riesgo de compactación del suelo.

Sin embargo, EUSIS tiene sus limitaciones. En primer lugar, la comparabilidad de la información física y química es limitada, ya que se basa en datos recogidos en un largo plazo por los servicios nacionales de suelos utilizando metodologías diferentes. En segundo lugar, proporciona datos a escala demasiado grosera a efectos de protección del medio ambiente. Por otra parte, no está integrado con otras bases de datos. No obstante, su principal limitación es que proporciona información estática, sin indicación de cambios ni tendencias.

7.2 Sistemas de vigilancia

A partir de un muestreo y un análisis sistemáticos, el objetivo de los sistemas de vigilancia del suelo es proporcionar información sobre las variables, importantes para las funciones del suelo, como la situación de nutrientes, el contenido de materia orgánica, la biodiversidad y la contaminación con metales pesados.

Ya hay sistemas de vigilancia funcionando en Austria, Francia, Finlandia, Países Bajos, Suecia y Reino Unido, con una periodicidad que oscila entre 5 y 10 años. Una reciente iniciativa francesa, RMQS (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols), basada en el sistema de vigilancia de los suelos forestales, ha establecido una red nacional de vigilancia de la calidad de los suelos, con una cuadrícula de 16 km por 16 km, con 2000 parcelas de muestreo. Esta red servirá para medir cada cinco años diversos parámetros ambientales, como la contaminación difusa y la materia orgánica.

El único sistema europeo de vigilancia de varios aspectos edafológicos se desarrolló como parte de un plan a gran escala de vigilancia de la salud de los bosques, en el ámbito del Reglamento (CEE) n° 3528/86 del Consejo, sobre la protección de los bosques contra la contaminación atmosférica. Este sistema de vigilancia, limitado a los bosques, se ideó con fines distintos de la protección del suelo y sólo se refiere a unos cuantos parámetros edáficos, como el carbono orgánico, los metales pesados, la acidez del suelo y la capacidad de amortiguación.

La medición de estos parámetros se efectuó solo una vez en 1992 basándose en la armonización parcial de los métodos de muestreo y análisis. Actualmente se sigue trabajando en la armonización.

7.3 Redes de información en materia de suelos

En un contexto ambiental más amplio, la Red Europea de Información y de Observación sobre el Medio Ambiente (EIONET) se creó para ayudar a la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) a generar información aplicable a las políticas sobre el medio ambiente europeo mediante la remisión de datos nacionales pertinentes. Se trata de una red de redes nacionales de información ambiental, de centros de asesoramiento (actualmente sobre suelos, terrenos contaminados y ocupación del suelo) y de Centros Temáticos Europeos (CTE), que actúan como contratistas de la AEMA y coordinan las actividades en sus ámbitos temáticos. Hay CTE de la atmósfera, del agua, de la naturaleza, de los residuos y del ambiente terrestre.

El Centro Temático Europeo sobre Ambiente Terrestre presta ayuda técnica a la AEMA en la aplicación del marco de vigilancia y evaluación del suelo mediante el mantenimiento y desarrollo de bases de datos y de información útiles en la elaboración de indicadores y en la Comunicación sobre temas relacionados con el suelo y el territorio. En particular, efectúa evaluaciones de tendencias del pasado, de la situación actual y de la evolución prevista de la calidad y degradación del suelo. Se está formando un conjunto central de indicadores relacionados con el suelo en los ámbitos de sellado del suelo, erosión del suelo y contaminación local y difusa, que son los principales temas edáficos.

Además de ser una encuesta sobre ocupación y uso del suelo, LUCAS es una encuesta piloto elaborada por Eurostat y aplicada en toda Europa durante 2001, con el objetivo de recoger datos sobre el uso y la ocupación del suelo, y aspectos ambientales como la erosión y los peligros naturales. La información sobre la erosión incluye el registro del número de regueras, cárcavas y zonas de acumulación. La encuesta volverá a efectuarse en 2003.

7.4 Comparabilidad de los datos sobre suelos

Para llegar a una comprensión común en toda Europa sobre los procesos de degradación de los suelos, es importante garantizar la comparabilidad de los datos. Con este objetivo, en el futuro habrán de armonizarse los métodos de muestreo y de análisis de los suelos.

La experiencia muestra que el principal factor que limita la evaluación del estado del suelo en Europa a partir de los datos ya existentes sigue siendo la falta de métodos armonizados de vigilancia y transferencia de datos, lo que impide la comparabilidad de los mismos.

La elaboración de normas aceptadas internacionalmente se efectúa en organismos de normalización internacional, como el CEN (Comité Europeo de Normalización) y la ISO (Organización Internacional de Normalización).

8 EL CAMINO A SEGUIR: ELEMENTOS PARA LA ELABORACIÓN DE UNA ESTRATEGIA TEMÁTICA SOBRE EL SUELO

El desarrollo sostenible constituye uno de los principios básicos por los que se rige la política de la Comunidad. A fin de lograr este objetivo, será preciso aplicar medidas que garanticen un adecuado nivel de protección del suelo.

A pesar de que en algunos ámbitos de actuación específicos se han adoptado medidas relacionadas con la protección del suelo, por el momento, no existe una estrategia comunitaria global al respecto. La protección del suelo no se debe tanto a una voluntad explícita de resolver los problemas que lo aquejan, sino más bien a que afecta a muchos otros ámbitos. Es preciso aplicar una estrategia temática a fin de apoyar un esfuerzo integrado y orientado en favor de una gestión sostenible del suelo en la UE.

Aunque la protección del suelo exige la aplicación de un enfoque integrado basado en los conocimientos actuales y en la modificación y mejora de las políticas vigentes, requiere asimismo el desarrollo de una estrategia a más largo plazo, en virtud de la cual, la protección debe basarse en un conocimiento más completo de la repercusión directa e indirecta de la actividad humana, así como de las mejores prácticas y medidas para resolver los problemas relacionados con la protección del suelo. Dicho conocimiento incluye asimismo una sensibilización sobre la creciente amenaza que puede suponer el cambio climático.

A lo largo de la historia, las cuestiones relacionadas con el suelo se han tratado siempre a escala nacional, regional y local, debido a la gran diversidad geográfica de los suelos, que ha hecho necesario que las políticas en este ámbito integraran un importante componente de tipo local.

Por otro lado, existen pruebas sustanciales de que los problemas relacionados con el suelo rebasan el ámbito local y tienen repercusiones más amplias, incluso a escala mundial, que afectan a la seguridad alimentaria, la reducción de la pobreza, la protección del agua y la biodiversidad. Esta es la razón por la que, a la hora de aportar soluciones, los enfoques concertados tienen mayores garantías de éxito. Así pues, por lo que respecta a la protección del suelo, la función desempeñada por la Comunidad puede aportar un valor añadido frente a la actuación de cada Estado miembro por separado. Por otro lado, las iniciativas comunitarias deben tomar en consideración las convenciones internacionales en la materia, en particular, la Convención de Lucha contra la Desertificación de las Naciones Unidas.

En un apartado anterior de la presente Comunicación ya se ha abordado la cuestión de las características específicas del suelo que deben tenerse en cuenta para la elaboración de políticas. La política de protección deberá centrarse en los principios de prevención, cautela y anticipación, y garantizar la protección de la biodiversidad y de la materia orgánica, elementos fundamentales en relación con las funciones del suelo. Los sistemas de vigilancia deberán constituir un instrumento imprescindible de esta política de protección del suelo, que deberá tener en cuenta, asimismo, la responsabilidad ambiental.

En el desarrollo de su estrategia temática para la protección del suelo, la Comisión es consciente de las amenazas ambientales descritas, los aspectos políticos correspondientes y la necesidad de integración.

8.1 Acciones para hacer frente a las amenazas

Tomando como base los actuales conocimientos en la materia, se van a adoptar una serie de iniciativas a fin de detener e invertir los procesos de degradación del suelo mediante la aplicación de instrumentos comunitarios específicos. No obstante, dado que dichos procesos se hallan estrechamente vinculados entre sí, la combinación de diversas acciones a fin de abordar un problema concreto tendrá un efecto positivo sobre la protección del suelo en su conjunto.

8.1.1 Política ambiental

La política ambiental brinda la oportunidad de hacer frente a la mayoría de las amenazas, en particular, las relacionadas con la contaminación, la materia orgánica, la biodiversidad y el sellado del suelo.

La plena aplicación de la legislación vigente, como por ejemplo, de la Directiva sobre nitratos, la Directiva Marco sobre aguas, las Directivas sobre calidad del aire, la Directiva sobre vertederos, la Directiva sobre hábitats y otra legislación ambiental de carácter más general, supondrá una importante contribución a la prevención de la contaminación y a la protección de la biodiversidad. La aplicación de la Directiva de evaluación de efectos sobre el medio ambiente tendrá importancia a la hora de hacer frente a problemas como el sellado del suelo, ya que obligará a prestar mayor atención a los problemas edáficos planteados por los proyectos financiados por los Fondos de Cohesión, a partir de una superficie mínima de zona sellada.

Además, se va a proponer la adopción de nueva legislación en los ámbitos que figuran a continuación.

En 2002, está prevista la presentación de una propuesta de Cuarta Directiva de Desarrollo, inscrita en la Directiva marco sobre Calidad del Aire, en relación con los metales pesados y los HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos).

También en 2002, se presentará una propuesta de Directiva sobre residuos mineros y, en 2004, se elaborará un documento sobre las técnicas más eficaces para la gestión de ese tipo de residuos.

En 2003, la Comisión llevará a cabo una revisión de la Directiva sobre lodos de depuradora que llevará aparejada una reducción de los niveles máximos de contaminantes autorizados en los lodos que, probablemente, se hará extensiva a todos los terrenos de vertido y a otros tipos de lodo.

A finales de 2004, se elaborará una Directiva sobre compost y otros residuos biológicos con el fin de controlar la contaminación que puedan provocar y fomentar la utilización de compost certificado.

A pesar de la expiración del Reglamento (CEE) n° 2158/92 sobre protección de los bosques comunitarios contra los incendios el 31.12.2002, la Comisión seguirá prestando particular atención al desarrollo de un sistema de información comunitario sobre incendios forestales. Dicho sistema permitirá evaluar mejor la eficacia de las medidas de protección contra incendios, lo que, a su vez, repercutirá notablemente sobre la prevención de la erosión.

Con vistas a la protección de la biodiversidad del suelo y en caso de demostrarse que las designaciones actuales son insuficientes, la Comisión podría plantearse la ampliación de los anexos de la Directiva sobre hábitats a fin de completar la lista de hábitats para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de protección, lista que, por el momento, es muy limitada. Como complemento, se incrementará la importancia concedida al suelo en los planes de gestión de los espacios de la red Natura 2000 designados. Será preciso reforzar la investigación a fin de determinar de forma más completa los aspectos del suelo relacionados con la biodiversidad, así como las zonas que pueden acogerse a la designación mencionada.

Además de estas iniciativas en el ámbito legislativo, la Comisión presentará en 2003 una Comunicación sobre "Planificación y Medio Ambiente: Dimensión Territorial", que abordará la ordenación racional del territorio y tendrá en cuenta la necesidad de una gestión sostenible de los recursos edáficos. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG), que deberían constituir un instrumento importante en el proceso de planificación, desempeñarán un papel decisivo a la hora de brindar el apoyo necesario para el logro de una política común apropiada en relación con la sostenibilidad del suelo, y, por consiguiente, con el uso del mismo. Allí donde surjan problemas relacionados con la erosión, la salinización, las inundaciones, y el deslizamiento de tierras, habrá que considerar la aplicación de restricciones al uso del suelo. Desde una óptica más positiva, la Comunicación abordará asimismo la necesidad de proteger las tierras (y, por consiguiente, el suelo) dotadas de un valor primordial desde el punto de vista agrario, con vistas a la producción de alimentos a largo plazo.

La Comisión desarrollará asimismo una estrategia en relación con el empleo sostenible de plaguicidas, (es decir, productos para la protección de plantas y biocidas) esbozada en el Sexto Programa de Medio Ambiente.

En el contexto del Convenio sobre el Cambio Climático, la Comisión es consciente de la conveniencia de la fijación del carbono y estudiará cómo puede aumentarse la materia orgánica del suelo, dando respuesta así al problema de la fijación de carbono y, al mismo tiempo, aportando soluciones, al menos parciales, a otras amenazas para el suelo, en particular, la erosión y la pérdida de la biodiversidad. El resultado de este examen podrá llevar a la adopción de propuestas específicas en el contexto de las principales políticas de la Unión Europea.

Además, el suelo se incluirá entre los principales temas de las campañas de sensibilización pública en el ámbito del medio ambiente llevadas a cabo por la Comisión.

8.1.2 *Política Agrícola Común*

Ya se ha puesto de relieve la importancia fundamental del suelo en ámbitos tales como la agricultura y la silvicultura. Los suelos agrícolas y forestales sufren amenazas que proceden de otros sectores, pero, además, dentro de la propia actividad agraria, algunas prácticas pueden provocar su degradación, mientras que otras pueden favorecer su protección.

La Política Agrícola Común ya hace posible la protección del suelo. Existen una serie de medidas agroambientales que ofrecen oportunidades de aumentar la materia orgánica del suelo, reforzar su biodiversidad y reducir la erosión, la contaminación difusa y la compactación. Dichas medidas incluyen el apoyo a la agricultura ecológica, la agricultura de conservación, la protección y el mantenimiento de terrazas, la reducción del uso de plaguicidas, la gestión integrada de cultivos, la gestión de sistemas de pastoreo de baja intensidad, la reducción de la carga ganadera y la utilización de compost certificado. De acuerdo con el enfoque integrador indicado, estas medidas pueden desarrollarse más a fin de fomentar las prácticas beneficiosas para el suelo.

La Comisión recuerda la importancia del artículo 3 del Reglamento 1259/99 en lo que respecta a la protección del suelo en el contexto de las buenas prácticas agrarias y anima a los Estados miembros a aplicar esta disposición, en particular, en aquellos casos en que los problemas de degradación del suelo relacionados con prácticas agrarias inadecuadas se hallen muy extendidos.

En el contexto de la revisión de la PAC, la Comisión se ha comprometido a ampliar la dotación financiera asignada al desarrollo rural y está analizando la posibilidad de intensificar las medidas que procuran una mayor protección del suelo en los sectores de la agricultura y la silvicultura.

Se prestará mayor atención a la silvicultura ya la repoblación forestal a fin de lograr beneficios ambientales a largo plazo gracias, entre otras cosas, a la prevención de la erosión del suelo. En concreto, de 2003 en adelante, los Estados miembros tendrán la posibilidad de introducir en sus documentos de programación para el desarrollo rural medidas de prevención de incendios, o de proceder a su intensificación.

Además, y en consonancia con el enfoque proactivo que requiere la protección del suelo, la Comisión incluirá las cuestiones relacionadas con dicha protección en el debate sobre la futura evolución de las buenas prácticas agrarias, como instrumento político.

8.1.3 *Otras políticas comunitarias*

El desarrollo de infraestructuras y el transporte tienden a afectar al suelo, ocasionando problemas de sellado, contaminación local y difusa, y erosión. Algunos programas de apoyo de los Fondos Estructurales fijan como objetivo transversal la mejora y la protección del suelo a fin de evitar los fenómenos mencionados.

A medida que se vaya incrementando la legislación ambiental relacionada con los aspectos de protección del suelo, la Comisión se planteará la manera de integrarla en mayor grado en la planificación regional y de cohesión. Durante el próximo periodo de programación puede ser necesario abordar las cuestiones relacionadas con el sellado y la contaminación, además de otras cuestiones en materia de suelos y territorio que se tratarán en la Comunicación sobre planificación y medio ambiente.

En el marco de la política de transportes, se abordarán los problemas relacionados con el sellado del suelo y la contaminación difusa.

Teniendo en cuenta que las cuestiones relacionadas con el suelo y sus funciones revisten una gran complejidad y que resultan cruciales para el logro de un desarrollo sostenible a largo plazo, es preciso conceder mayor importancia a la actividad de investigación en la materia. El Sexto Programa Marco de Investigación propiciará un estudio más pormenorizado del impacto de la actividad humana sobre las funciones del suelo, a la escala geográfica adecuada. Debe prestarse especial atención al logro de una mejor comprensión del ecosistema del suelo y al modo de gestionarlo de forma sostenible. Otros temas de investigación son el posible impacto de la reducción de la biodiversidad del suelo, el desarrollo de sistemas de vigilancia efectivos para hacer frente a los factores que amenazan al suelo, y la forma en que el cambio climático afecta a dichos factores.

Dentro del proceso de ampliación, la Comunidad concederá particular importancia a las cuestiones relacionadas con la protección del suelo, evitando los efectos negativos que puedan ocasionar las obras de infraestructura financiadas mediante el Instrumento de Política Estructural de Preadhesión (ISIPA).

En los países candidatos, el Programa Especial de Adhesión para la Agricultura y el Desarrollo Rural (SAPARD)⁵¹ brinda ciertas oportunidades en materia de protección del suelo. Entre las acciones piloto de carácter agroambiental emprendidas en este marco cabe citar aquellas destinadas a combatir la erosión, mejorar la calidad del suelo y las prácticas de laboreo, así como la agricultura ecológica y el pastoreo extensivo.

A escala internacional, la Comunidad deberá seguir cumpliendo sus compromisos en el marco de las convenciones de las Naciones Unidas, garantizando al mismo tiempo la inclusión de la

vertiente de protección del suelo en la política de cooperación al desarrollo aplicada en aquellas regiones que tienen que hacer frente a graves problemas al respecto.

8.2 Vigilancia de las amenazas

Las acciones para la protección del suelo que van a emprenderse en un futuro inmediato están basadas en la información existente, que, como ya es sabido, resulta incompleta. La protección de los suelos a largo plazo requerirá el desarrollo de bases de información, controles e indicadores más completos a fin de determinar las condiciones edáficas imperantes y evaluar el impacto de las diversas políticas y prácticas.

Las características que definirán al sistema de información y vigilancia comunitario sobre suelos quedarán recogidas en una oportuna propuesta legislativa. El sistema deberá garantizar que se lleven a cabo en las zonas pertinentes una serie de mediciones de los procesos de degradación detectados y que los resultados sean de utilidad a las autoridades competentes, para la elaboración de políticas y la alerta rápida. Por lo que respecta a los contaminantes, la vigilancia tendrá como objetivo prioritario aquellas sustancias que puedan pasar del suelo a los alimentos o que puedan tener otro tipo de efectos sobre la salud por otras vías de exposición.

En la medida de lo posible, el sistema de vigilancia que se establezca deberá basarse en los sistemas de información, las bases de datos y los conocimientos científicos actualmente disponibles. Se tomará en consideración, asimismo, el principio de coste-eficacia. El sistema debe configurarse de tal modo que los datos puedan integrarse en programas de vigilancia e información más globales o a múltiples niveles, como, por ejemplo, la iniciativa de la Comisión relativa a la Infraestructura sobre Información Espacial en Europa. El proceso de consulta debería finalizar a tiempo para permitir la presentación de una propuesta formal a mediados del año 2004.

A lo largo de 2002, la Comisión reflexionará sobre la futura sustitución del Reglamento 3528/86 del Consejo sobre la protección de los bosques contra la contaminación atmosférica, a fin de que pueda contribuir a una mayor vigilancia del suelo en general y, en particular, a resolver problemas específicos que afecten al medio ambiente.

Dicha legislación será lo suficientemente flexible para permitir la coexistencia de un conjunto de medidas de carácter general aplicables a todo el territorio europeo, junto con medidas de carácter específico que permitan valorar procesos de degradación de ámbito local así como las causas que los originan. Entre estos procesos de degradación se incluyen los problemas de contaminación de carácter local vinculados a industrias específicas o al transporte, que, sin embargo, tienen repercusiones a escala comunitaria. De esta forma, la vigilancia del suelo puede emplearse no sólo para garantizar su protección sino, además, como instrumento de medida de la eficacia de otras políticas de protección y para su mejora, en caso necesario.

8.3 Protección del suelo en el futuro

La Comisión hace hincapié en la necesidad de establecer un sistema de vigilancia global a fin de crear una base de conocimientos que garantice en el futuro la coherencia de las acciones emprendidas.

La parte general del sistema permitirá facilitar información sobre el alcance de las amenazas más extendidas en la actualidad, así como su evolución, y sentar las bases para el desarrollo de políticas destinadas a hacerles frente de forma más completa y precisa. De esa forma, la vigilancia puede convertirse en el motor de la política de adaptación y revisión en favor de la protección del suelo.

La parte específica se centrará en el análisis de las amenazas ambientales a escala local y en sus causas, y determinará las acciones en aquellos sectores donde se origina la degradación del suelo, tratando de eliminar, en particular, la contaminación en su origen. Se puede citar como ejemplo la vigilancia específica del suelo en zonas vecinas a instalaciones industriales o autopistas. Actualmente, el suelo sirve de sumidero para numerosas emisiones contaminantes. La acumulación de dichas sustancias no sólo pone en peligro sus funciones, sino que, debido a contaminación cruzada de las aguas y la bioacumulación, supone, más en general, una amenaza para la salud de las plantas, los animales y el hombre.

Durante un periodo de tiempo prolongado, las prioridades en materia de vigilancia específica irán variando paralelamente a las acciones emprendidas y conducirán a la adopción de un programa de trabajo que no sólo tendrá como objetivo la protección del suelo, sino, en caso necesario, a una mejor regulación de las actividades en los sectores que puedan estar contribuyendo a su degradación.

9 PROGRAMA DE TRABAJO Y CALENDARIO PARA LA ELABORACIÓN DE LA ESTRATEGIA TEMÁTICA

La estrategia temática integrará las acciones descritas en el capítulo 8, que contribuirán a una protección más eficaz del suelo. A fin de elaborar medidas suplementarias, la Comisión creará un grupo interservicios sobre suelos que garantizará un enfoque integrado en materia de protección del suelo, abarcando los distintos ámbitos de actuación. Dicho grupo llevará a cabo un seguimiento del desarrollo de las iniciativas enumeradas en la sección 8.1. y señalará otras posibilidades de fomentar la protección del suelo. En junio de 2004, la Comisión publicará un informe sobre las medidas técnicas y las iniciativas legislativas y políticas que haya adoptado a fin de favorecer la protección del suelo.

Con objeto de hacer frente al reto que supone el desarrollo de instrumentos más eficaces para la protección del suelo, la Comisión trabajará en colaboración con los Estados miembros, los países candidatos, la AEMA y otros interesados. Aunque será la Comisión quien asuma la dirección y la coordinación de esta empresa, se tratará de un esfuerzo colectivo, y la carga de trabajo se repartirá entre los participantes con arreglo a un programa de trabajo pormenorizado. El objetivo perseguido es ayudar a la Comisión a preparar:

- una propuesta sobre vigilancia de suelos;
- una Comunicación sobre la erosión, la disminución de la materia orgánica y la contaminación del suelo que incluirá recomendaciones detalladas en relación con futuras medidas y acciones.

La propuesta sobre vigilancia de suelos estará finalizada en junio de 2004. En su elaboración, la Comisión se basará en las diversas iniciativas en curso. Con este fin, ya se está trabajando para definir estrategias más adecuadas de vigilancia, labor que se intensificará y relacionará con aspectos específicos tales como la erosión, la disminución de la materia orgánica y la contaminación.

Por lo que respecta a la Comunicación:

- Es preciso obtener una visión más completa del alcance de la contaminación dentro de la Unión Europea en su estado actual y tras la ampliación y, para lograrlo, la Comisión se basará en gran medida en los trabajos de los Estados miembros, los países candidatos, y la red de expertos CLARINET. Se determinarán cuáles son las mejores prácticas para la gestión y recuperación de lugares contaminados y se indicarán las prioridades con vistas a una futura actuación para solucionar el problema.
- La Comisión es plenamente consciente de la importancia que reviste la erosión del suelo, sobre todo, en la región mediterránea, si bien existen claros indicios de que el fenómeno se está extendiendo a otras regiones de la UE. En 2003, la Comisión tiene previsto organizar una conferencia sobre la erosión del suelo y la disminución de la materia orgánica, aspectos muy relacionados entre sí. La conferencia reunirá a todas las partes interesadas de la UE, de los países candidatos y de terceros países mediterráneos. Varios países han procedido ya, o están procediendo, a la elaboración de planes para cumplir sus compromisos en relación con la Convención sobre Lucha contra la Desertificación de las Naciones Unidas, y la conferencia brindará la oportunidad de describir los problemas detectados en la lucha contra la erosión del suelo, así como los progresos realizados en ese ámbito. Todo ello contribuirá a nutrir las reflexiones de la Comunidad con vistas a la elaboración de la Comunicación.
- En la conferencia se analizará asimismo la situación existente en relación con la materia orgánica y las medidas que podrían adoptarse a fin de detener el proceso de reducción de la misma y de incrementar sus niveles en el suelo.

Basándose en las actuaciones que se emprendan de aquí a entonces, las medidas que se presenten en la Comunicación junto con la propuesta sobre sistemas de vigilancia constituirán la estrategia temática sobre protección del suelo. Este enfoque es progresivo y consiste en abordar algunos aspectos de manera inmediata, en la medida de lo posible, e ir sentando las bases de una labor más sólida que garantice la protección de los suelos a medio y largo plazo. La Comunicación, en particular, pondrá el énfasis en las acciones que es preciso desarrollar a fin de hacer frente a los problemas detectados, y con ello garantizará que la protección de suelos se considere una cuestión de importancia que debe tratarse dentro y fuera de la Unión Europea.

10 CONCLUSIONES

Con la presente Comunicación sobre protección del suelo, la Comisión lo sitúa entre los medios ambientales que deben protegerse de cara al futuro, poniéndolo en el mismo plano que el agua

y el aire. El suelo es un elemento esencial para la vida humana que, a la vez, se ve afectado por las actividades desarrolladas por el hombre.

En el desarrollo de su estrategia para la protección del suelo, la Comisión ha adoptado un enfoque pragmático orientado, de manera inmediata, a adaptar las políticas vigentes que afectan al suelo aplicando, por un lado, criterios preventivos mediante el desarrollo de nueva legislación en materia ambiental y, por otro, criterios integradores en relación con las políticas sectoriales de especial importancia para el suelo. Este enfoque integrador se halla en total consonancia con el proceso de Cardiff y el desarrollo sostenible.

Por otro lado, la Comisión es consciente de la necesidad de sustentar con mayor solidez las futuras acciones aplicando un sistema de vigilancia. Dichas acciones no sólo resultarán positivas para el suelo, sino que contribuirán a reducir la contaminación del agua y los alimentos por sustancias contaminantes peligrosas y, por ende, limitar el impacto ambiental en la salud humana.

La protección del suelo tiene una doble vertiente nacional y comunitaria y requiere que los Estados miembros apliquen las políticas nacionales y comunitarias oportunas.

La Comisión solicita al Consejo y al Parlamento que respalden el enfoque propuesto en la presente Comunicación.

Notas

- 1 COM (2001) 264
- 2 Conforme a lo establecido por la Organización Internacional de Normalización (ISO) en ISO 11074-1 de 1.08.1996
- 3 Fuentes utilizadas por la AEMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Centro internacional de Referencia e información en Suelos, 1992, proyecto GLASOD. Mapa mundial del estado de la degradación antropogénica de los suelos. Winand Staring Centre, Wageningen, Países Bajos.
- 4 Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 1992. Atlas Mundial de la Desertificación. Edward Arnold Londres.
- 5 Comisión Europea, 1994. Report on Desertification and Land degradation in the European Mediterranean.
- 6 Guidelines for erosion and desertification control management. Programa e las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2000.
- 7 Comisión de las Comunidades Europeas, 1991. CORINE-Soil erosion risk and land resources in the southern regions of the European Community
- 8 Estimation of the erosion risk in Italy. Oficina Europea del Suelo, Centro Común de Investigación, 2000.
- 9 Soil Erosion Risk in Europe. Oficina Europea del Suelo, Centro Común de Investigación, 2001.

- 10 ICONA, 1991. Plan Nacional de lucha contra la erosión. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- 11 Lal, R, 2000. Soil conservation and restoration to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Tercer Congreso Internacional de la Sociedad Europea de Conservación del Suelo, Valencia.
- 12 gigatonelada o Gt son 10^9 toneladas
- 13 Directiva 1999/31/CE del Consejo
- 14 Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999. Management of contaminated sites in Europe.
- 15 Idem 13.
- 16 Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa y Comisión Europea, 2000. Estado de los bosques en Europa. 2000 Executive Report.
- 17 Directiva 91/414/CEE del Consejo
- 18 Eurostat, 2001. New Cronos database, Theme 8: Environment and Energy, Domain Milieu: Environment Statistics, Collection: Agriculture, Table SAL-PEST: Sales of pesticides (tonnes of active ingredient)
- 19 Directiva 91/271/CEE del Consejo COM (2001) 685
- 20 COM (2001) 685
- 21 Agencia Europea del Medio Ambiente, 2001. Uso sostenible del agua en Europa.
- 22 Idem 3
- 23 Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación (Borrador de Trabajo). Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, Marzo, 2001.
- 24 Down to earth: soil degradation and sustainable development in Europe. European Environment Agency 2000
- 25 Ministerio de Medio Ambiente. Classificazione dei Comuni italiani in base al livello di attenzione per il rischio idrogeologico. Monografía. Collana della Relazione sullo Stato dell' Ambiente, Italia, 2000
- 26 Van Lynden , G. W ., 2000. Soil degradation in Central and Eastern Europe: The assessment of the status of human-induced soil degradation. FAO-ISRIC, Roma
- 27 COM (2000) 88
- 28 Por ejemplo, las Decisiones III/ 11 y V /5
- 29 COM (1998) 42
- 30 <http://www.unccd.int>
- 31 Comisión Europea, septiembre de 2000. Tratamiento de la desertificación y la degradación de las tierras. Actividades de la Comunidad Europea en el contexto de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (*Addressing desertification and land degradation. The activities of the European Community in the context of the United Nations Convention to Combat Desertification*).
- 32 Directiva 91/676/CEE del Consejo
- 33 Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo
- 34 Directiva 96/92/CE, 1999/30/CE del Consejo y 200/69/CE del Consejo
- 35 Directiva 2001/81/CE del Parlamento Europeo y del Consejo
- 36 Directiva 86/278/CEE del Consejo
- 37 Directiva 75/442/CEE del Consejo
- 38 Directiva 1999/31/CE del Consejo
- 39 Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo

- 40 Directiva 91/271/CEE del Consejo
- 41 Directiva 96/61/CE del Consejo
- 42 Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo
- 43 Directiva 97/11/CE del Consejo
- 44 Reglamento (CEE) n° 793/93 del Consejo
- 45 Directiva 93/67/CEE de la Comisión
- 46 Directiva 91/414/CE del Consejo
- 47 Directiva 98/8/CE del Parlamento Europeo y del Consejo
- 48 Directiva 92/43/CEE
- 49 COM (2001) 264 (página 6)
- 50 COM (2001) 370
- 51 Reglamento (CE) n° 1268/1999 del Consejo

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 3^{1/4}

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

I. Trabajos originales y revisión de artículos

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

1. Estructura y objeto del trabajo

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

2. Título

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

3. Título abreviado

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

4. Nombre(s) de autor(es)

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

5. Resumen-Abstract

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

6. Palabras Clave-Key Words

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

7. Texto

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

Las referencias en el texto deberán aparecer como sigue:

(Roquero, 1984; Guerra y Benayas, 1984).

o:

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

o, si son más de dos autores:

(Velasco *et al.*, 1988)

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

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

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

8. Referencias

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

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): Über Cu-haltigen Bleinglanz und Pb-haltigen Covellin von Boarezzo (Varese) und Sulfidparagenese. *Schweizer. 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.

