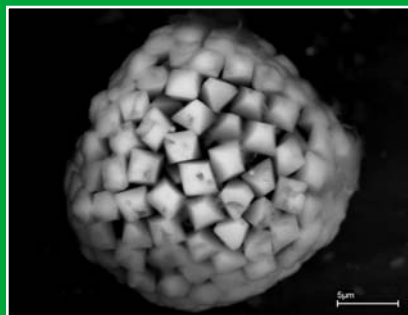
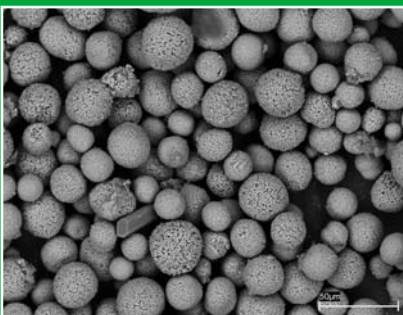
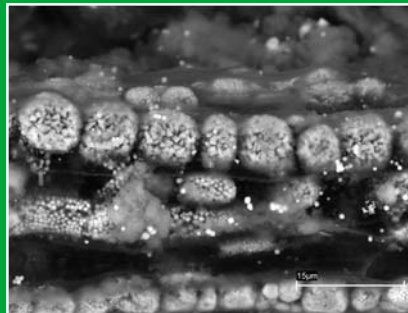
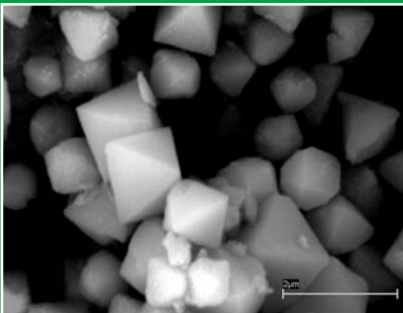




EDAFOLOGIA



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

Vol. 9

Periodicidad Cuatrimestral

Dep. Legal: C- 748/2000

ISSN 1135-6863

EDAFOLOGÍA

Publicada por la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo

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

EDAFOLOGÍA

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

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

Comité de Redacción

Gonzalo Almendros Martín. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid
María Arias Delgado. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Antonio Bello Pérez. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Rosa Calvo de Anta. Universidad de Santiago de Compostela.
Tarsy Carballas Fernández. CSIC. Santiago de Compostela.
Norma E. Cruz Calderón. Universidad Nacional Autónoma de 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 Buurman. Dept of Soil Science and Geology. Wagenigen.
Pablo Vidal Torrado. Dpto. de Solos. Escola Superior Agricultura. Piracicaba. Brazil

Foto Portada: Fluvisol tiónico en la marisma de Ortigueira (Galicia) y piritas biogénicas. X. L. Otero y F. Macías.

INDICE

	Pag.
X.L. OTERO, F. MACÍAS. Fraccionamiento de Fe en fluvisoles de las marismas de la Ría de Ortigueira (Galicia)	257
G. GASCÓ GUERRERO, F. GUERRERO LÓPEZ, M.C. LOBO BEDMAR. Relación de distribución de cationes en dos suelos antiguos desarrollados sobre altas superficies de la Depresión de Madrid	273
C. GIL, J. RAMOS-MIRAS, R. BOLUDA. Niveles estándar de Cu, Zn y Co y evaluación de la contaminación en los suelos de los invernaderos de la comarca del Poniente (Almería, España)	283
M. CASTILLO CARRIÓN, E. ORTEGA BERNALDO DE QUIRÓS, J.A. MARTÍN RUBÍ. Valores de referencia de elementos traza en vertisoles de la provincia de Málaga	295
C. LÓPEZ MATEO, E. ÁLVAREZ, M.L. FERNÁNDEZ MARCOS. Potasio en suelos de Galicia y su relación con la mineralogía	305
J. DIEZ LÁZARO, P. KIDD, C. MONTERROSO. Biodisponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en el área de Trás-Os-Montes (NE Portugal): influencia del material original	313
J. J. IBÁÑEZ MARTÍ, A. GARCÍA-ÁLVAREZ. Diversidad: biodiversidad edáfica y geodiversidad	329

FRACCIONAMIENTO DE Fe EN FLUVISOLES DE LAS MARISMAS DE LA RÍA DE ORTIGUEIRA (GALICIA)

X. L. OTERO, F. MACÍAS

Departamento de Edafología e Química Agrícola. Universidade de Santiago de Compostela. 15782 Santiago de Compostela. e-mail: edajax@usc.es.

Abstract. A total of 8 profiles from different physiographical positions in Ría of Ortigueira (Galicia-NW Spain) salt marshes were studied. The Fe species considered (amorphous, crystalline, pyritic, AVS and residual Fe) varied significantly with position and depth. In soils with oxic (Eh>300mV) or suboxic conditions (Eh = 100-300mV) the dominant forms of free Fe (Fe oxyhydroxides, Fe-pyrite and Fe-AVS) were amorphous and crystalline oxyhydroxides of Fe. In soils with anoxic conditions throughout the profile (Eh <-100 mV) Fe-pyrite was the most abundant form. Where conditions were oxic or slightly reduced (Eh = 100-300mV) at the surface and anoxic at depth, high concentrations of reactive-Fe (amorphous and crystalline oxyhydroxides of Fe) were found in the top 10 cm. The amorphous oxyhydroxides of Fe quickly disappeared with depth, whereas Fe-pyrite levels increased significantly. The amount of crystalline oxyhydroxides of Fe also decreased with depth, but more gradually.

Key words: redox conditions, oxyhydroxides of Fe, pyrite, AVS, Fluvisols, salt marsh.

Resumen. Se han estudiado las condiciones redox y formas de Fe en 8 suelos de las marismas de la ría de Ortigueira (N de Galicia), de diferente posición fisiográfica y cobertura vegetal. Las formas de Fe determinadas fueron: oxihidróxidos de Fe amorfo y pobremente cristalinos (soluble en ascorbato-citrato), Fe cristalino (soluble en ditionito), Fe pirítico (soluble en ácido nítrico), sulfuros de Fe metaestables (Fe-AVS) y Fe residual (soluble en HF). Los resultados han puesto de manifiesto importantes variaciones espaciales y con la profundidad de las condiciones redox así como de las formas de Fe presentes. En los suelos de la marisma alta que presentaron condiciones óxicas en todo el perfil (Eh> 300 mV) las formas dominantes fueron los oxihidróxidos de Fe; mientras que el Fe pirítico fue poco importante. En suelos con condiciones óxicas o subóxicas en superficie y anóxicas en profundidad, se encontraron concentraciones elevadas de Fe reactivo (oxihidróxidos de Fe amorfo y cristalino) en los 15 cm superficiales, mientras que bajo la rizosfera se produce un incremento significativo del Fe pirítico al tiempo que desciende en Fe amorfo. Los oxihidróxidos de Fe cristalino también disminuyen con la profundidad pero de forma más gradual, manteniendo concentraciones importantes incluso en condiciones fuertemente reductoras. Los suelos localizados en las depresiones de la planicie mareal, presentan una distribución de las formas de Fe anómala, con predominio del Fe pirítico en superficie y un incremento de los oxihidróxidos de Fe en profundidad.

Los suelos de la marisma baja y del fondo de canal presentan condiciones anóxicas en todo el perfil, siendo el Fe pirítico la forma más abundante con un grado de piritización para el Fe amorfo o pobremente cristalino próximo al 100% y superior al 60% para el Fe soluble en ditionito.

Palabras clave: condiciones redox, oxihidróxidos de Fe, pirita, fluvisoles, marisma.

INTRODUCCIÓN

La inundación periódica de los suelos de marismas da lugar a que éstos se encuentren saturados en agua bien en superficie o bien en profundidad. Cuando esto ocurre se producen cambios importantes respecto a los procesos biogeoquímicos que caracterizan a un suelo bien drenado y aireado. La causa inicial de estos cambios es la disminución o desaparición del oxígeno molecular debido a la dificultad que ofrece el medio acuático para su difusión, unas 10000 veces inferior respecto a la de un medio gaseoso (Greenwood, 1961). En los suelos de marisma, ricos en materia orgánica escasamente degradada, el oxígeno disuelto puede ser consumido por las bacterias aerobias en un periodo de 18 a 36 horas (Turner y Patrick, 1968). Una vez que el oxígeno desaparece o que su concentración se reduce a niveles inferiores al 4% (Eh~330 mV a pH=7) los microorganismos comienzan a utilizar otros aceptores de electrones siguiendo la secuencia: nitrato → oxihidróxidos Mn → oxihidróxidos Fe → sulfato → CO₂ (ver p.ej. Ponnampertuma, 1972; Mitsch y Gosselink, 1993).

No obstante en los sistemas marismesños, el periodo de inundación varía notablemente en función de la altura, fisiografía del terreno o la acción de las plantas vasculares. En este sentido, los cálculos realizados para las marismas del sur de Inglaterra han puesto de manifiesto que cuando la elevación de la marisma es igual a la altura media de las pleamares muertas (marisma baja) son cubiertas por más de 400 pleamares al año y el periodo de inundación es de 2600 horas; mientras que si la elevación es igual a la altura media de las pleamares vivas (marisma alta) sólo son cubiertas por 50 pleamares y el tiempo de inundación se reduce a unas 400 horas (Long y Mason, 1983). Además, para un mismo tipo de marisma (alta o baja), la posición fisiográfica ejerce una gran influencia sobre las condiciones biogeoquímicas del suelo. Así, en la

marisma existen diferentes formas del terreno (canales, borde de canal, cubetas, planicie de marisma, borde de marisma, etc.) que pueden condicionar significativamente el periodo de encharcamiento, así como la profundidad de la capa freática de una determinada superficie. La vegetación también puede ejercer un efecto notable sobre las condiciones del suelo ya que favorece su aireación; bien por la propia apertura de canales y cavidades que permite la difusión pasiva del aire, por transpiración, o bien por la capacidad que muestran algunas especies de transportar oxígeno desde su parte aérea hasta las raíces, liberándolo en la rizosfera, (Howarth y Teal, 1979; Dacey y Howes, 1984).

Atendiendo a los aspectos anteriores, los suelos de las marismas presentan una amplia variación espacial de sus condiciones biogeoquímicas que afecta fundamentalmente a la especiación de aquellos elementos que presentan diferentes formas según las condiciones redox del medio, como son entre otros el N, Mn, Fe y S. Trabajos previos ya han puesto de manifiesto cambios espaciales en las formas de Fe presentes en los suelos de las marismas de Galicia (Bescansa y Roquero, 1990; Otero y Macías, 1997), así como en el potencial redox (Sánchez *et al.*, 1998). En el presente trabajo se realiza un estudio más amplio de la variabilidad de las condiciones biogeoquímicas y de la especiación del Fe diferenciando las formas de Fe amorfo, Fe cristalino, Fe pirítico, Fe asociado sulfuros volátiles en medio ácido (Fe-AVS, fundamentalmente mackinawita y greigita) presentes en los suelos de las marismas de la Ría de Ortigueira.

MATERIAL Y MÉTODOS

Muestreo y análisis de los suelos

Los suelos fueron seleccionados intentando recoger los principales ambientes biogeoquímicos presentes en las marismas de

la Ría de Ortigueira (Galicia; Fig. 1A). Para ello se ha tenido en cuenta la posición fisiográfica, presencia/ausencia de vegetación y tipo de cobertura vegetal. En función de estas variables se seleccionaron un total de 8 localidades cuyas principales características se presentan en la Tabla 1, mientras que en la Figura 1 se muestra la situación fisiográfica de cada perfil dentro de la marisma. El muestreo se llevó a cabo en marzo de 1996

durante la bajamar usando un tubo de PVC de 11 cm de diámetro interior y 35 cm de longitud. Los tubos se cerraron herméticamente, se mantuvieron aproximadamente a 4 °C y se transportaron en posición vertical al laboratorio, donde fueron congelados a -18 °C. Posteriormente, se cortaron con una sierra de fibra de carbón en secciones de 5 cm de profundidad y se mantuvieron congelados hasta su análisis.

TABLA 1. Posición fisiográfica, cobertura vegetal y tipo suelo de cada perfil.

Perfil	Tipo marisma	Posición fisiográfica	Esp. vegetal dominante	Tipo suelo (FAO, 1998)
Perfil 1		Borde de Marisma	<i>Scirpus maritimus</i>	Fluvisol hístico-prototónico
Perfil 2		Depresión	<i>Spartina maritima</i>	Fluvisol prototónico-endosódico
Perfil 3	Alta o	Borde canal	<i>H. portulacoides</i>	Fluvisol epigleico-endosódico
Perfil 4	Madura	Planicie marisma	<i>Juncus maritimus</i>	Fluvisol epigleico-endosódico
Perfil 5		Depresión	<i>Spartina maritima</i>	Fluvisol prototónico-endosódico
Perfil 6		Cubeta	Sin vegetación	Fluvisol estagnico-endosódico
Perfil 7	Marisma Baja	Planicie marisma	<i>Spartina maritima</i>	Fluvisol prototónico-endosódico
Perfil 8	Marisma alta	Fondo de canal	Sin vegetación	Fluvisol epigleico-endosódico

Las condiciones de pH y Eh se determinaron *in situ* utilizando un aparato Solomat 2000 previamente calibrado. Los valores de Eh fueron medidos con un electrodo de platino cuando la fluctuación de la lectura fue inferior a 2 mV min⁻¹. El valor obtenido fue corregido añadiendo el potencial del electrodo de referencia respecto al electrodo estándar de hidrógeno (244 mV). El color del suelo se determinó en húmedo utilizando la Munsell Soil Color Charts (Munsell Color Co., 1975).

La concentración de sulfuros volátiles en medio ácido (AVS) fue determinada por triplicado según el método de Kostka y Luther (1994). Los sulfuros de la fracción AVS fueron liberado a partir de 0.5-1 g de muestra húmeda con 20 ml HCl 6N des-

oxigenado durante 40-50 min. en un matraz balón. El sulfuro liberado es arrastrado por una corriente de nitrógeno hasta un segundo matraz que contiene 25 ml de una disolución de acetato de zinc al 3% quedando retenido como ZnS. Transcurrido el tiempo de espera se añade a la disolución de acetato de Zn 1 ml de H₂SO₄ concentrado y 4 ml del reactivo de diamida B. El reactivo de diamida se preparó según las instrucciones de Cline (1969): 1.6 g de sulfato de 4-amino-N,N-dimetilanilina y 2.4 g FeCl₃·6H₂O en 100 ml de HCl 50% (v/v). La concentración de sulfuro fue determinada en un espectrofotómetro Vitatron UV-VIS a una longitud de onda de 670 nm. Los patrones se prepararon con Na₂S en agua desoxigenada que se obtuvo por burbujeo de nitrógeno durante 50 min.

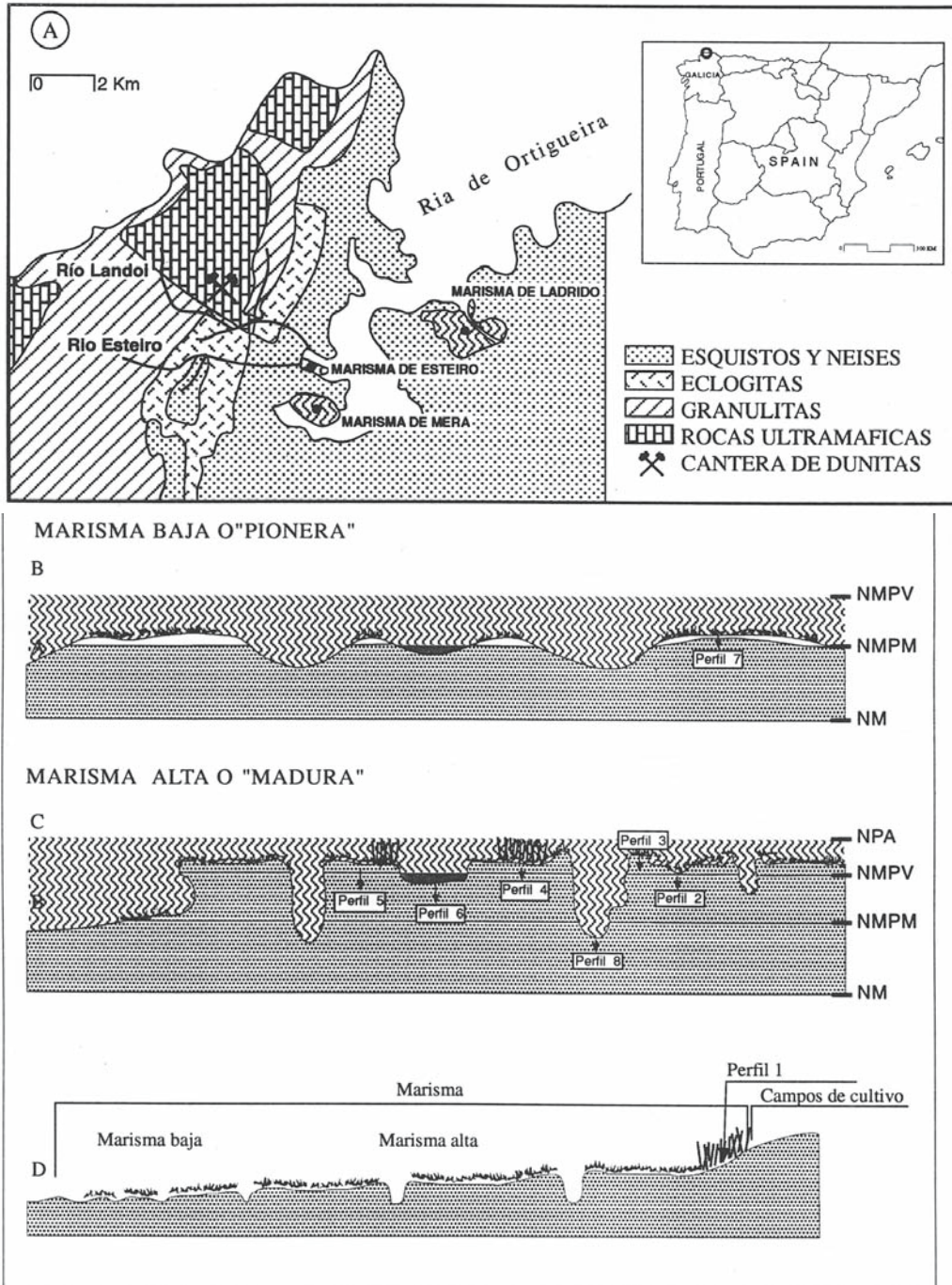


FIGURA 1. Localización del área de estudio (A) y posición fisiográfica de los perfiles dentro de la marisma. Los esquemas B y C representan la sección transversal de la marisma; mientras que el esquema D corresponde a una sección longitudinal. NPA: Nivel de las pleamares astronómicas, NMPV: nivel medio pleamares vivas, NMPM: Nivel medio de las pleamares muertas, NM: Nivel medio.

El carbón orgánico fue determinado en un aparato Leco CSN-1000 después de eliminar el contenido de carbonatos con HCl 6N. Las fracciones de Fe consideradas fueron: (i) Fe amorfo, (ii) Fe cristalino, (iii) Fe pirítico (iv) Fe residual (asociado a silicatos). El Fe amorfo o pobremente cristalino se extrajo con ascorbato-citrato de sodio según el método propuesto por Ferdelman (1988; citado en Kostka y Luther, 1994). En este caso la extracción se realizó en 0.5 g de muestra húmeda a la que se le añadió 10 ml de una disolución 0.11 M de ácido ascórbico/0.20 M de citrato de sodio tamponada a pH 8 con 0.60 M de bicarbonato de sodio. La concentración de Fe cristalino se obtuvo a partir del Fe extraído por el método del ditionito-citrato menos el Fe amorfo y Fe-AVS (ver p.ej. Canfield, 1989; Kostka y Luther, 1995). La extracción se realizó en 0.5 g de muestra húmeda a la que se le añadieron 0.5 g de ditionito de sodio y 10 ml de una disolución 0.35M de acetato /0.2M citrato de sodio a pH 4.8. Las muestras fueron colocadas en un baño a 60 °C en agitación continua durante 4 h (Kostka y Luther, 1994). El Fe pirítico y el Fe residual (asociado a los silicatos) fueron extraídos utilizando el método secuencial de extracción de Huerta-Díaz y Morse (1990). La muestra se trata con HCl 1N durante 16 h de agitación continua, disolviendo el Fe asociado a la fracción AVS, carbonatos y oxihidróxidos Fe (excepto la goethita) (Huerta-Díaz y Morse, 1990; Raiswell *et al.*, 1994). Seguidamente se extrae el Fe residual con 30 ml de HF 10M durante 16 h en agitación continua. A continuación se trata la muestra con 10 ml de H₂SO₄ concentrado durante 2 h eliminando la mayor parte de materia orgánica y, finalmente, se extrae el Fe asociado a la fracción pirítica con 10 ml de HNO₃ concentrado durante 2 h en agitación continua.

El grado de piritización del Fe (DOP) se determinó según la ecuación,

$$DOP(\%) = \left(\frac{Fe - \text{pirítico}}{Fe - \text{reactivo} + Fe - \text{pirítico}} \right) \times 100 ,$$

la cual establece el porcentaje de Fe reactivo incorporado en la fracción pirítica (Berner, 1970). En nuestro caso, se ha utilizado como Fe reactivo el extraído con ascorbato (DOP-ascorbato) y con ditionito (DOP-ditionito). El primero de ellos incluye los oxihidróxidos de Fe amorfos y pobremente cristalinos mientras que el segundo incluye tanto los oxihidróxidos amorfos como cristalinos.

El contenido total de Fe se obtuvo mediante digestión de la muestra con HNO₃, HClO₄ y HF a 200 °C. El porcentaje de recuperación, calculado utilizando un sedimento de referencia (MESS-1), fue superior al 97%. La concentración de las diferentes formas de Fe fueron determinadas por espectrofotometría de absorción atómica en un aparato Perkin-Elmer 1100B. El análisis granulométrico se realizó por el método de la pipeta según Gee y Bauder (1986), diferenciando las fracciones arena, limo y arcilla.

Las microfotografías de piritita se obtuvieron a partir de la fracción densa del suelo, la cual fue separada con bromoformo (densidad: 2.89). La muestra obtenida se colocó en un porta de aluminio para su análisis al microscopio electrónico (SEM; scanning electron microscopy) y análisis elemental (EDS, energy dispersive X-ray spectrum) en un aparato LEO 435 VP. El microanálisis se realizó, previa calibración interna, con una microsonda OXFORD modelo ISIS 300 a 20 kv y con un tiempo de espera de 100 segundos.

Muestreo y determinación de la biomasa subterránea

La recogida de muestras para la determinación de la biomasa subterránea se realizó según indican Castellano *et al.* (1994). En los perfiles 2, 5 y 7, con presencia de *Spartina maritima*, se seleccionaron tres puntos al azar. En cada uno de los puntos se introdujo un tubo de PVC de 11 cm de diámetro interior y 25 cm de largo. En el laboratorio se extrajo la muestra con cuidado y se dividió en secciones de 5 cm. El sedimento se eliminó lavando cada sección en un tamiz de 63 μm. Posteriormente

se separaron cuidadosamente las raíces y rizomas vivos de los muertos y se secaron a 80 °C hasta peso constante.

RESULTADOS

Características generales de los suelos

Las características generales de los suelos se presentan en la tabla 2 y son discutidas con mayor detalle en Otero y Macías (2001). En general, son suelos de textura franco-arcillo-limosa o franco-limosa, el pH de campo se sitúa próximo a la neutralidad y el contenido de C orgánico presentó un elevado rango de variación, oscilando entre 21.8 y 1.4%. Las condiciones redox mostraron diferencias espaciales y en profundidad importantes (Fig.

2). Los valores más elevados correspondieron al juncal (perfil 4) y al borde de canal (perfil 3), ambos con condiciones óxicas en todo el perfil. En los restantes suelos el Eh fue en general inferior a los 100 mV, correspondiendo los valores más bajos al perfil 8 (fondo de canal) donde el potencial redox fue siempre inferior a -100 mV.

Especiación del Fe en la fase sólida y grado de piritización

La figura 3 muestra las variaciones en la concentración de las formas de Fe en cada uno de los suelos. Los resultados ponen de manifiesto cambios notables que afectan a todas las formas de Fe consideradas. El contenido total presentó concentraciones

TABLA 2. Características físico-químicas de los suelos.

Horiz.	Prof. (cm)	pH campo	C org ---%---	Color Matriz (h)	Color. moteados (h)	Textura
PERFIL 1						
Hg	0-20	6.4	21.8	2.5Y 4/4	10YR47/8 5BG 2/1	Arcillo-limosa
Cr	>20	6.4	11.3	5Y 4/2	-	Franco-arc.-limosa
PERFIL 2						
Ag	0-10	6.6	7.4	2.5Y 4/4	5YR 5/6	Franco-arc.-limosa
ACg	10-15	6.4	9.2	2.5Y 4/4	5YR 5/6	Franco-arc.-limosa
Cr	>15	6.5	7.5	5Y 4/1	-	Franco-arc.-limosa
PERFIL 3						
Ag	0-25	5.5	5.7	7.5YR 5/4	2.5YR 3/6	Franco-limosa
Cg	>25	6.8	3.6	5Y 4/4	2.5YR 4/8 5BG 2/1	Franco-limosa
PERFIL 4						
Ag	0-17	5.8	9.8	10YR 4/5	-	Franco-arc.-limosa
2Cg	17-40	6.0	5.6	5Y 4/2	10R 3/6	Franco-arc.-limosa
3Cr	>40	6.5	8.4	5Y 6/1	-	Franco-arc.-limosa
PERFIL 5						
Ag	0-10	6.3	5.3	5Y 4/2	2.5YR 4/8	Franco-arc.-limosa
2Cg	10-25	6.3	4.8	5Y 3/2	2.5YR 4/8	Franco-limosa
3Cg	>25	6.6	5.7	5Y 5/1	2.5YR 4/8	Franco-arc.-limosa
PERFIL 6						
Ar	0-10	6.6	3.7	10Y 4/1	5BG 2/1	Franco-arc.-limosa
Cg	10-25	6.7	1.4	5Y 5/1	5YR 4/5	Arcillosa
PERFIL 7						
Ag	0-10	6.6	5.4	5BG 2/1	2.5YR 3/6	Franco-arc.-limosa
Cr	10-25	6.7	4.0	5BG 2/1	-	Franco-arc.-limosa
2Cr	>25	6.5	3.7	N5/0	-	Franca
PERFIL 8						
Ag	0-12	7.4	3.0	5BG 2/1	2.5YR 3/6	Franco-arc.-limosa
Cr	>12	7.1	2.5	5BG 2/1	-	Franco-arc.-limosa

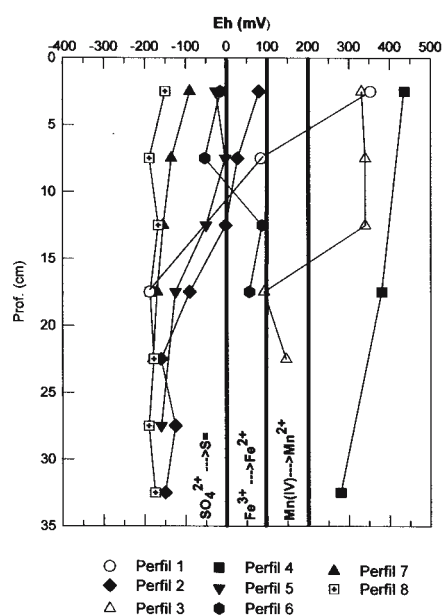


FIGURA 2. Variación espacial y con la profundidad del potencial redox (Eh).

generalmente elevadas con un valor medio de $5.3 \pm 1.8\%$ ($n=50$; datos no mostrados). La concentración del Fe residual (Fe asociado a silicatos) osciló entre los 250 y $800 \mu\text{mol g}^{-1}$ (Fig. 3), que supone un porcentaje respecto del Fe total del 60 y 80% respectivamente.

Los oxihidróxidos de Fe amorfo y pobremente cristalino presentaron las concentraciones más elevadas en superficie (2.5 cm) con valores que oscilaron entre $25.7 \pm 1.6 \mu\text{mol g}^{-1}$ (2.9% del Fe total) del perfil 8 y $425 \pm 55.5 \mu\text{mol g}^{-1}$ (20.3% del Fe total) del perfil 1, disminuyendo considerablemente en profundidad en la mayor parte de los suelos, excepto en el perfil 4 (Fig. 3). Los valores más bajos correspondieron a la parte más profunda del perfil 7 con una concentración media de $0.61 \pm 0.01 \mu\text{mol g}^{-1}$. La concentración del Fe cristalino fue también más elevada en la parte superficial de cada suelo, oscilando entre $58 \pm 16 \mu\text{mol g}^{-1}$ (9.3% de Fe total) y $570 \pm 37 \mu\text{mol g}^{-1}$ (27.2% del Fe

total). La disminución en profundidad del Fe cristalino ocurre de manera más gradual que en el caso del Fe amorfo y pobremente cristalino, manteniendo concentraciones importantes incluso en medios fuertemente reducidos (p.ej. perfil 8).

El Fe pirítico y el grado de piritización (DOP) mostraron un patrón inverso al de los oxihidróxidos de Fe, incrementando con la profundidad (Figs. 3 y 4). La concentración más elevada de Fe pirítico fue de $471 \pm 30 \mu\text{mol g}^{-1}$ (46.6% Fe total) encontrada a 17.5 cm de profundidad en el perfil 2. Los suelos 7 y 8 mantuvieron concentraciones muy altas en todo el perfil (Fig. 3), oscilando éstas entre $107 \pm 8.0 \mu\text{mol g}^{-1}$ y $402 \pm 28 \mu\text{mol g}^{-1}$ (29.0 y 44.2% Fe total respectivamente). Una situación diferente se obtuvo en el suelo de la planicie de la marisma ocupada por el juncal con valores para el Fe pirítico inferiores a $1 \mu\text{mol g}^{-1}$. El Fe asociado a la fracción AVS representó una fracción minoritaria en todos los suelos. Los valores más elevados se obtuvieron en los horizontes superficiales con condiciones anóxicas (p.ej. perfil 7: $47.3 \pm 5.8 \mu\text{mol g}^{-1}$, perfil 8: $7.3 \pm 2.8 \mu\text{mol g}^{-1}$).

La presencia de pirita en estos suelos también se puso de manifiesto en el análisis de las muestras utilizando técnicas de microscopía electrónica (SEM). La figura 5 muestra microcristales de pirita encontrados en los suelos estudiados. La morfología más común es la pirita framboidal que en ocasiones se agrupan entre ellas formando clusters (Fotografía 1E). La presencia de microcristales de piritas aislados resulta mucho más rara (Fotografía 1F).

Biomasa subterránea

La mayor densidad de raíces y rizomas se obtuvo en los 15 cm superficiales de los suelos de la marisma alta (marisma de Mera y Ladrado, perfiles 2 y 5), con valores que oscilaron entre 126 ± 18 y $644 \pm 96 \text{ g m}^{-2}$. Por debajo de esta profundidad se produce una disminución considerable de las raíces vivas

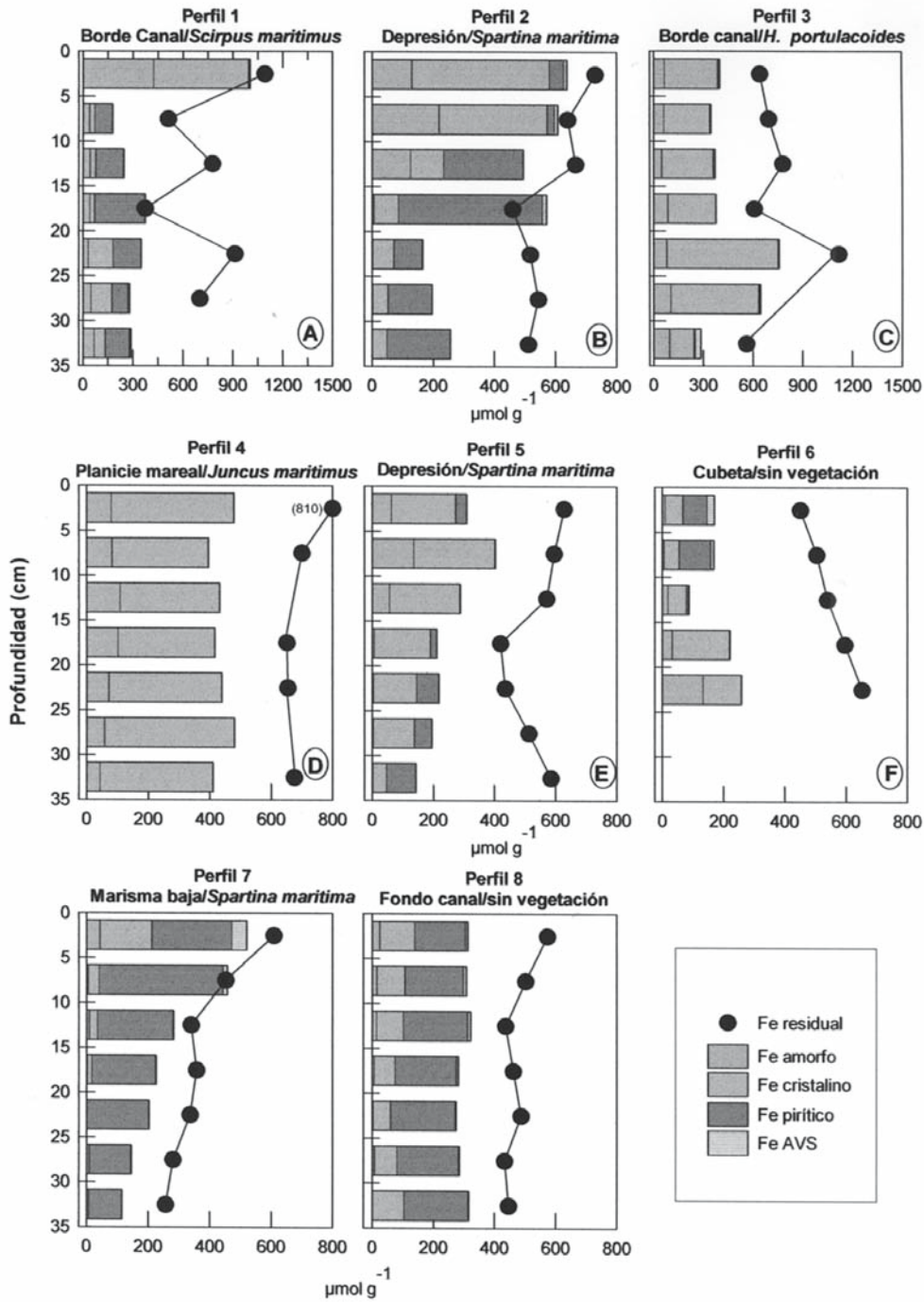


FIGURA 3. Variación espacial y con la profundidad de las fracciones de Fe extraídas en la fase sólida de los suelos.

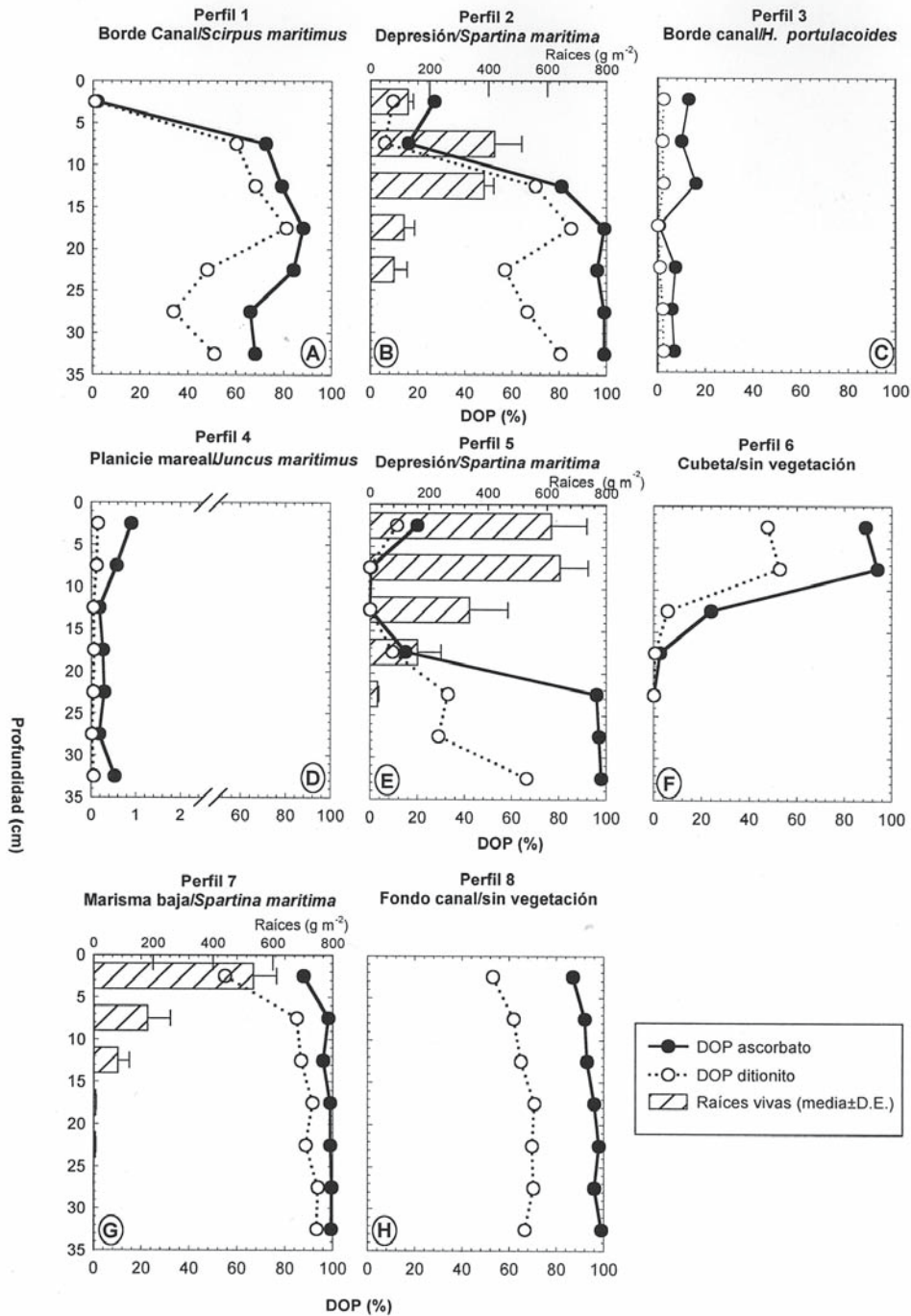


FIGURA 4. Grado de piritización considerando como Fe reactivo las formas amorfas o pobremente cristalinas (DOP-ascorbato) y el Fe amorfo y cristalino conjuntamente (DOP-ditionito). En las figuras B, E y G se muestra también la distribución de la biomasa subterránea viva.

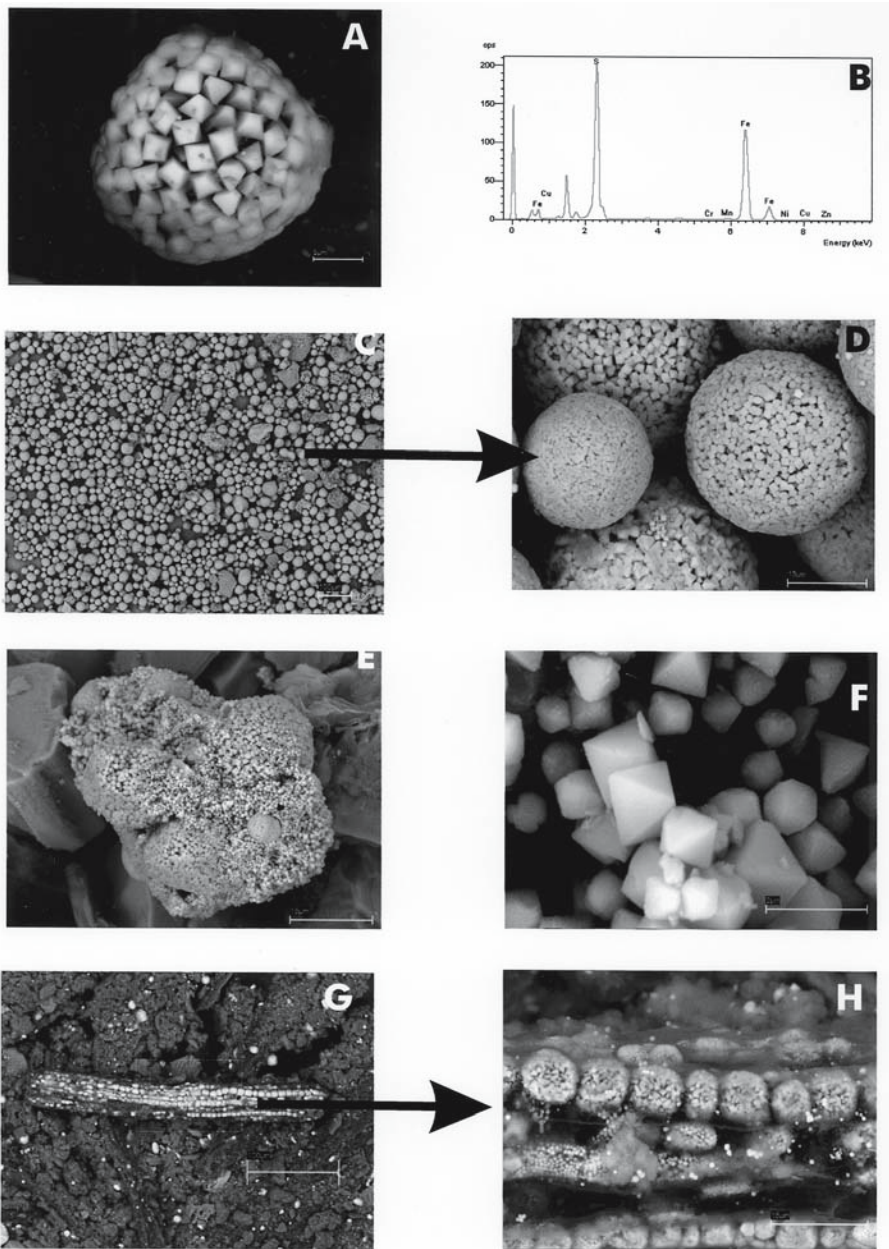


FIGURA 5. Microfotografía (SEM) y análisis elemental (EDS) de piratas biogénicas en diferentes suelos de las marismas de la Ría de Ortigueira. Las microfotografías A (perfil 7), C y D (perfil 5) muestran diferentes ejemplos de agregados framboidales de microcristales de pirita. El análisis semicuantitativo obtenido a partir del espectro de rayos X (B) pone de manifiesto su riqueza en Fe y S, así como la presencia de metales traza. La microfotografía E muestra un cluster de piratas framboidales (perfil 1) y la F microcristales octaédricos aislados (perfil 7). En las microfotografías G y F (perfil 2) se puede observar piratas framboidales incluidas dentro de un tejido vegetal.

(Fig. 4 B, E y G). La marisma baja (marisma de Esteiro, perfil 7) presentó una densidad similar a la encontrada en los suelos de la marisma alta sólo en los 5 cm superficiales ($535 \pm 77 \text{ g m}^{-2}$), en profundidad los rizomas y raíces disminuyen considerablemente con valores muy inferiores a los de la marisma alta.

DISCUSIÓN

Las marismas son consideradas sistemas biogeoquímicos dinámicos los cuales pueden oscilar entre condiciones oxidantes y reductoras (Luther *et al.*, 1991). Sus suelos constituyen un medio complejo, en los que las condiciones biogeoquímicas vienen definidas por la interacción de un buen número de factores físicos (marea, precipitaciones, tormentas, etc.) y biológicos (p. ej. actividad de las plantas, invertebrados y microorganismos) (Hines, 1991; Luther *et al.*, 1991). El color es uno de los parámetros que refleja las variaciones en las condiciones redox. En nuestro caso, los suelos mostraron una gama variada de colores (Tabla 2; para más detalle ver Otero y Macías, 2001). Así, en el horizonte superficial de perfil 1 coexisten moteados rojizos y negros sobre una matriz marrón oliva (Tabla 2). Estos colores corresponden a tres sistemas redox diferentes. Por un lado, la matriz con tonos verdosos pone de manifiesto la presencia de formas reducidas de Fe (Schwertmann, 1992). Los compuestos que dan lugar a este color no están todavía bien caracterizados. En este sentido, van Breemen (1988) hace referencia a un material pobremente definido denominado "green rust". Este material está constituido por hidróxidos mixtos de Fe^{II} y Fe^{III} en una relación Fe^{II}/Fe^{III} variable que puede oscilar entre 0.8 y 3.6, lo cual genera un exceso de carga positiva que es neutralizada por aniones como el Cl⁻, SO₄²⁻, CO₃⁼ (Schwertmann, 1992; Cornell y Schwertmann, 1996). Más recientemente, Bourrié *et al.* (1999) establecen que estos

recubrimientos obedecen a la fórmula $[\text{Fe}^{II}_{1-x}\text{Fe}^{III}_x(\text{OH})_2]^{+x} [x/z \text{A}^{z-}]^{-x}$; en donde A⁻ puede ser Cl⁻, SO₄²⁻, CO₃⁼, o OH⁻ y donde x oscila entre 0 y 1. Asimismo, Trouland y Bourrié (1999) han establecido las primeras relaciones entre estos óxidos de Fe y la secuencia de óxido-reducción en suelos, encontrando que a pH próximo a 7 hay saturación en algunas formas que constituyen el "green rust" para valores de pe > 6 (Eh > 354 mV).

Por otra parte, los colores rojizos ponen de manifiesto la presencia de microambientes con condiciones más oxidantes que la matriz en donde el Fe²⁺ es oxidado, precipitando en forma de oxihidróxido (presumiblemente ferrihidrita). Finalmente, los moteados negros (5BG 2/1) indican la presencia de monosulfuros de Fe metaestables (principalmente mackinawita y greigita) y por consiguiente condiciones fuertemente reductoras. Esta interpretación del color está de acuerdo con los resultados obtenidos para la especiación de las formas de Fe. Así, la concentración más elevada de Fe-AVS se encontró sobre todo en los horizontes superficiales de los suelos con condiciones anóxicas en profundidad, coexistiendo con oxihidróxidos de Fe cristalinos y amorfos (Fig. 3). En profundidad la concentración de Fe-AVS disminuye ya que las formas metaestables de sulfuros de Fe tienden a transformarse en pirita, que constituye el producto final termodinámicamente más estable de los procesos de reducción del sulfato (Berner, 1984). Concentraciones elevadas de Fe-AVS en superficie han sido también encontradas en trabajos previos (Kostka y Luther, 1995) y parece confirmar la idea de que en suelos con horizontes subsuperficiales fuertemente reducidos (Eh < 0; perfiles: 1, 2, 5, 7, 8; Fig. 2) los sulfuros generados en profundidad son atrapados en superficie como FeS, ya que en los horizontes más profundos apenas existe Fe reactivo (Nedwell y Abram, 1978). Esta idea está de acuerdo con nuestros resultados si consideramos como Fe reactivo el Fe soluble en ascorbato, para el cual se ha

obtenido un grado de piritización próximo al 100% en los horizontes subsuperficiales (DOP-ascorbato; Fig. 4). Estos resultados parecen indicar que la pirita se forma principalmente a expensas de los oxihidróxidos de Fe amorfos o pobremente cristalinos. Por el contrario, un porcentaje importante de oxihidróxidos de Fe cristalino persiste en los horizontes subsuperficiales anóxicos en los que la materia orgánica está siendo mineralizada a través de la reducción del sulfato, a juzgar por las condiciones redox y elevadas concentraciones de Fe pirítico (Figs. 2 y 3). Estos resultados enlazan con la actual controversia existente en torno a la reactividad de los oxihidróxidos de Fe (Haese, 2001), considerando como fracción reactiva aquella que potencialmente puede ser reducida por los microorganismos del suelo y transformada en pirita (Berner, 1970). La persistencia de las formas cristalinas de oxihidróxidos de Fe en profundidad parece indicar que los microorganismos no son indiferentes al tipo de oxihidróxido de Fe presente en el suelo. Así, por ejemplo, *Geobacter metallireducens* es capaz de reducir las formas amorfas o pobremente cristalinas de Fe pero no las cristalinas (Lovely y Phillips, 1986). Las diferencias que existen entre los oxihidróxidos de Fe en cuanto a su superficie específica, morfología, sustituciones isomórficas, tipo de agregación de las partículas influyen significativamente en su biodisponibilidad (Postma, 1993; Roden y Zachara, 1996). En este sentido, se ha encontrado el siguiente orden decreciente de solubilidad por parte de la acción de los microorganismos $\text{FePO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ > ferrihidrita > $(\text{Fe}(\text{OH})_3)$ > lepidrocrocita ($\gamma\text{-FeOOH}$) > goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) (Ottow, 1970; Postma, 1993). Por otra parte, Postma y Jakobsen (1996), desde un punto de vista termodinámico, han puesto de manifiesto que una vez que son consumidas las formas de Fe de baja cristalinidad (principalmente ferrihidrita y lepidrocrocita) comienzan los procesos de reducción del sulfato que

pueden coexistir con la reducción de los oxihidróxidos de Fe cristalino como la goethita o hematita. Otra causa, que puede justificar la permanencia de oxihidróxidos de Fe en medios fuertemente reductores, es la adsorción del Fe^{2+} generado por la reducción de los hidróxidos de Fe amorfos sobre la superficie de los oxihidróxidos de Fe cristalinos. Recientemente, en ensayos realizados en el laboratorio, se ha puesto de manifiesto que la mayor parte del Fe^{2+} producido por la reducción microbiana de la goethita es adsorbida por la propia superficie del mineral limitando el acceso de los microorganismos, lo cual produce el cese de la reducción de la goethita y del crecimiento microbiano (Roden y Zachara, 1996; Roden y Urrutia, 1999).

La concentración de Fe total ($5.3 \pm 1.8\%$) resultó elevada en comparación con la encontrada en otras marisma de Galicia (Fe total 2-3%; Leirós y Guitián, 1981), así como el Fe residual ($535 \pm 81 \mu\text{mol g}^{-1}$ $n=50$; $\sim 3\%$). Estos valores son consecuencia de la litología del entorno dominada por rocas metabásicas (eclogitas, gneises, granulitas, anfíbolitas) y ultrabásicas (serpentinitas, dunitas), todas ellas con elevadas concentraciones de Fe. Por otra parte, su variación espacial y en profundidad puede estar indicando diferencias espaciales y temporales en la deposición de los sedimentos (Kostka y Luther, 1994). En este sentido, el claro enriquecimiento de Fe residual que se encontró en la parte superficial del perfil 7 (marisma de Esteiro), se debe a los aportes que recibe este suelo de una cantera de dunitas puesta en funcionamiento intensivo recientemente (Otero *et al.*, 2000). Sin embargo, el enriquecimiento superficial en oxihidróxidos de Fe amorfo y cristalino encontrado en éste y en otros suelos requiere una explicación adicional. En general, este incremento se ha observado en aquellos suelos colonizados por plantas vasculares (principalmente *Spartina maritima*) que presentan horizontes subsuperficiales anóxicos con concentraciones importantes de pirita

(p.ej. perfiles: 1, 2, 5 y 7). En trabajos previos realizados en esta marisma, se ha observado una disminución significativa de pirita durante la estación de crecimiento de las plantas, al tiempo que se producía un incremento del Fe disuelto y una acidificación del agua intersticial (Otero y Macías, 2002 a y b). Una parte de este Fe puede mobilizarse hacia la superficie del suelo en donde se oxida y precipita, generando cantidades importantes de oxihidróxidos de Fe reactivo (Kostka y Luther, 1994, 1995; Caetano *et al.*, 1997). La oxidación de los suelos por especies del género *Spartina* está ampliamente recogida en la bibliografía. En este sentido, se ha encontrado que durante la estación de crecimiento de *Spartina alterniflora* se incrementa significativamente el potencial redox del suelo. Este incremento del Eh se relacionó con el efecto oxidante de las raíces, las cuales pueden facilitar el transporte activo o pasivo de oxígeno al interior del suelo, así como con la pérdida de agua de la parte superficial del suelo por transpiración (Howarth y Teal, 1979; Jaynes y Carpenter, 1986). En nuestro caso, el efecto de la vegetación se ha establecido en los suelos colonizados por *Spartina maritima*, determinando la biomasa subterránea viva. Los resultados obtenidos muestran que los valores más bajos de piritización del Fe van asociados a la zona del suelo con mayor presencia de raíces y rizomas. Sin embargo, por debajo de la rizosfera el grado de piritización (DOP) experimenta un incremento notable (Figs. 4B, E, G).

En suelos con condiciones óxicas, y por tanto con bajo contenido de Fe pirítico, la concentración de oxihidróxidos de Fe se mantiene constante en todo el perfil (p.ej. perfil 4). En el caso contrario, suelos fuertemente anóxicos con concentraciones elevadas de pirita pero sin vegetación (perfil 8), tampoco se produce el enriquecimiento de oxihidróxidos de Fe superficial, posiblemente debido a la ausencia de vegetación que favorezca la oxidación de la pirita y la

movilización de Fe hacia la superficie. Los suelos del fondo de canal, se encuentran permanentemente saturados de agua por lo que la difusión de oxígeno en el suelo es muy limitada, afectando a escasos milímetros de la parte más superficial.

Los resultados obtenidos para el suelo 6 muestran una situación anómala, para la cual no tenemos una explicación satisfactoria. En este caso se ha encontrado una inversión en cuanto a la distribución vertical de las formas de Fe. La concentración de Fe amorfo y cristalino es superior en profundidad, mientras que la pirita es más abundante en superficie (ver Figs. 3E y 4E). En suelos de marisma con condiciones anóxicas la limitación para la síntesis de la pirita suele producirse cuando las concentraciones de sulfato o de Fe reactivo son reducidas. Sin embargo esto no ocurre en nuestro caso ya que su concentración fue netamente superior al valor a partir del cual estos dos componentes se consideran limitantes, $\sim 160 \text{ mg l}^{-1}$ para el SO_4^{2-} y $65 \mu\text{mol g}^{-1}$ para el Fe (Wang y van Cappellen, 1996) (ver Fig. 3F para el Fe; SO_4^{2-} en el agua intersticial: 0-10; 1840 mg l^{-1} , 10-25 1735 mg l^{-1} ; Otero, 2000). En los fondos oceánicos la reducida concentración y calidad de la materia orgánica se considera también un importante limitante de la síntesis de la pirita al condicionar la actividad de las bacterias sulfato-reductoras (BRS) (Raiswell y Berner, 1976). En el perfil 6 el porcentaje de materia orgánica resultó muy reducido ($\sim 1.5 \%$; Tabla 2), sin embargo, el C orgánico disuelto, que constituye una de las formas más biodisponibles para las BRS fueron elevados (0-5 cm: 720 mg C l^{-1} ; 20-25 cm: 213 mg C l^{-1} ; Otero y Macías, 2002c) lo que indica que este factor tampoco parece justificar estos resultados. Por consiguiente, se pone de manifiesto que para este suelo se requiere de estudios más detallados para poder explicar los resultados obtenidos.

REFERENCIAS

- Berner, R.A. (1970). Sedimentary pyrite formation. *Am. J. Sci.* 268: 1-23.
- Berner, R.A. (1984). Sedimentary pyrite formation: An update. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48: 605-615.
- Bescansa, P. y Roquero C. (1990). Characterization and classification of tidal marsh soils and plant communities in North-west Spain. *Catena* 17: 347-355.
- Bourrié, G., Trolard, F., Jaffrezic, JM.R.G., Maître, V. y Abdelmoula, M. (1999). Iron control by equilibria between hydroxy-green rusts and solutions in hydromorphic soils. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63: 3417-3427.
- Caetano, M., Falcao, M. Vale, C., Bebianno, M.J. (1997). Tidal flushing of ammonium, iron and manganese from intertidal sediment pore waters. *Mar. Chem.* 58: 203-211.
- Canfield, D., Thamdrup, B. y Hansen J.W. (1993). The anaerobic of organic matter in Danish coastal sediments: Iron reduction, manganese reduction and sulfate reduction. *Geochim. Cosmochim. Acta* 57: 3867-3883.
- Canfield, D.E. (1989): Reactive iron in marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 53:619-632.
- Castellanos, E.M., Figueroa, M.E. y Davy, A.J. (1994). Nucleation and facilitation in saltmarsh succession: interaction between *Spartina maritima* and *Arthrocnemum perenne*. *J. Ecol.* 82: 239-248.
- Cline, J.E. (1969). Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 14: 454-458
- Cornell, R.M. y Schwertmann, U. (1996). The iron oxides. Structure, properties, reactions, occurrences and uses. VCH, New York, 573 p.
- Dacey, J.W.H. y Howes, B.L. (1984): Water uptake by roots controls water table movement and sediment oxidation in short *Spartina* marsh. *Science* 224: 487-489.
- FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resource Reports 84. Roma, 91 p.
- Ferdelman T.G. (1988). The distribution of sulfur, iron, manganese, copper, and uranium in a salt marsh sediment core as determined by a sequential extraction method. Master Thesis, Univ. Delaware.
- Gee, G.W. y Bauder, J.W. (1986). Particle-size analysis. En A. Klute *Methods of Soil Analysis Part 1.-Physical and Mineralogical Methods*. American Society of Agronomy, Soil Sci. Soc. Am. Madison-Wisconsin, USA, 383-411.
- Geenwood, D.J. (1961). The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil. *Plant and Soil* 14: 360-376.
- Haese, R.R. (2001): The iron reactive. En H.D. Schulz y M Zabel, *Marine geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 233-261.
- Hines, M.E., Knollmeyer, S.L. y Tugel, J.B. (1989): Sulfate reduction and other sedimentary biogeochemistry in a northern New England salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 34: 578-590.
- Hines, ME (1991): The role of certain infauna and vascular plants in the mediation of redox reactions in marine sediments. En V.P. Berthelin, *Diversity of Environmental Biogeochemistry*, Elsevier. Amsterdam, 275-285.
- Howarth, R.W. y Teal, J.M. (1979). Sulfate reduction in a New England salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 24: 999-1013.
- Howarth, R.W. (1984): The ecological significance of sulfur in the energy of salt marsh and coastal marine sediments. *Biogeochem.* 1: 5-27.
- Huerta-Díaz, M.A y Morse, J. W. (1992). Pyritization of trace metals in anoxic

- marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56: 2681-2702.
- Huerta-Díaz, M.A y Morse, J.W. (1990). A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. *Mar. Chem.* 29:119-144.
- Jaynes, M.L. y Carpenter, S. R. (1986). Effects of vascular and nonvascular plants macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology* 67: 875-882.
- Kostka, J.E. y Luther III, G.W. (1994). Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58: 1701-1710.
- Kostka, J.E. y Luther III, G.W. (1995). Seasonal cycling of Fe in saltmarsh sediments. *Biogeochem.* 29: 159-181.
- Leirós M.C. y Guitián Ojea, F. (1981): Suelos de la zona húmeda española. XI-Contribución al estudio de los suelos hidromorfos de Galicia. I. Suelos costeros. *An. Edafol. Agrobiol.* XL (9-10): 1707-1734.
- Long, S.D. y Mason, C.F. (1983): Salt marsh ecology. Blackie, London, 160 p.
- Lovley, D.R. y Phillips, E.J.P. (1986). Availability of ferric iron for microbial reduction in bottom sediments of the freshwater tidal Potomac river. *Appl. Environ. Microbiol.* 52:751-757.
- Luther III, G.W., Ferdelman T.G., Kostka J.E., Tsamakis E.J., Church T.M. (1991). Temporal and spatial variability of reduced sulfur species (FeS_2 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) and porewater parameters in salt marsh sediments. *Biogeochem.* 14. 57-88.
- Mitsch, W.J. y Gosselink, J. G. (1993): Wetlands. Van Nostrand Reinhold, New York, 772 p.
- Munsell Color Company (1975): Mussel Soil Color Charts. Munsell Color Co. Baltimore. MD.
- Nedwell, D.B. y Abram, J.W. (1975). Bacterial sulphate reduction in relation to sulphur geochemistry in two contrasting areas of salt marsh sediment. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 6: 341-351.
- Otero, X.L. y Macías, F. (1997). Fraccionamiento de Fe en sedimentos de las marismas de la Ría de Ortigueira (Galicia-NW de la Península Ibérica). En R. Prego y J.M: Fernández, *Procesos Biogeoquímicos en sistemas costeros hispano-lusos*. Diputación de Pontevedra-CSIC. Pontevedra, 53-56.
- Otero, X.L., Huerta-Díaz, M.A. y Macías, F. (2000). Heavy metals geochemistry of saltmarsh soils from the Ría de Ortigueira (Mafic and ultramafic area, NW Iberian Peninsula). *Environ. Pollut.* 110:285-296.
- Otero, X.L. y Macías, F. (2001). Caracterización y clasificación de los suelos de las marismas de la Ría de Ortigueira en relación con su posición fisiográfica y vegetación (Galicia-NO de la Península ibérica). *Edafología* 8: 37-62.
- Otero, X.L. y Macías, F. (2002a). Variation with depth and season in metal sulfides in salt marsh soils. *Biogeochemistry* 62: 59-86.
- Otero, X.L. y Macías, F. (2002b). Seasonal variation in heavy metals in interstitial water. *Environ. Pollut* 120: 183-190
- Otero, X.L. y F. Macías (2002c): Spatial variation in pyritization of trace metals in salt marshes soils. *Biogeochemistry* 61: 247-268.
- Ottow, J.C.G. (1970). Selection, characterization and iron-reducing capacity of nitrate reductaseless (nit⁻) mutants of iron-reducing bacteria. *Z. Alg. Mikrobiol.* 10: 55-62.
- Parker, W.B. (1988). Use of hydric soils to assist in worldwide wetland inventories. In D.D. Hook *et al.*, *The ecology and management of wetlands. Vol. 2: Management of wetlands*. Timbers Press, Portland, OR, 83-87.

- Ponnamperuma, F.N. (1972). The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.* 24: 29-98.
- Postma, D. y Jakobsen, R. (1996). Redox zonation: Equilibrium constraints on the Fe (III)/SO₄-reduction interface. *Geochim. Cosmochim. Acta* 60:3169-3175.
- Postma, D. (1993). The reactivity of iron oxides in sediments: A kinetic approach. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 57. 5027-5034.
- Raiswell, R. y Berner, R.A. (1976): Pyrite and organic matter in Phanerozoic normal marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 50: 1967-1976.
- Raiswell, R., Canfield, D.E. y Berner, R.A. (1994): A comparison of iron extraction methods for the determination of degree of pyritization and the recognition of iron-limited pyrite formation. *Chem. Geol.* 111: 101-110.
- Roden, E.E. y Urrutia, M.M. (1999). Ferrous iron removal promotes microbial reduction of crystalline iron (III) oxides. *Environ. Sci. Technol* 33: 1847-1853.
- Roden, E.E. y Zachara, J.W. (1996). Microbial reduction of crystalline iron (III) oxides: Influence of oxide surface area and potential for cell growth. *Environ. Sci. Technol* 30: 1618-1628.
- Sánchez, J.M., Otero, X.L. e Izco, J. (1998). Relationships between vegetation and environmental characteristics in a salt-marsh system on the coast of Northwest Spain. *Plant Ecology* 136: 1-8.
- Sánchez, J.M., Otero, X.L., Izco, J. y Macías, F. (1997). Growth form and population density of *Spartina maritima* (Curtis) Fernald in Northwest Spain. *Wetlands* 17: 368-374.
- Schwertmann, U. (1992). Relations between iron oxides, soil color, and soil formation. In J.M. Bigham, E.J. Ciolkosz, *Soil Color*. Soil Sci. Soc. Am. Special Publication n° 31. Madison-Wisconsin, USA, 51-70.
- Trolard, F. y Bourrié, G. (1999). L'influence des oxydes de fer de type "rouilles vertes" sur les séquences d'oxydo-réduction dans les soils. *C. R. Acad. Sci., Paris, Science de la Terre et des planetes* 329 : 801-806.
- Turner, F.T. y Patrick, W. H. jr (1968). Chemical changes in waterlogged soils as a result of oxygen depletion. *9th Congr. Soil Science IV*: 53-65. Adelaiden. Australia."
- van Breemen, N. (1982). Genesis, morphology and classification of acid sulfate soils in coastal plains. En J.A. Kittrick *et al.*, *Acid sulfate weathering*, Spec. Pub. 10. Soil Sci. Soc. Am. Madison-Wisconsin, 95-108.
- van Calsteren, P.W.C. (1978). Geochemistry of the polymetamorphic mafic-ultramafic complex at Cabo Ortegal (NW Spain). *Lithos* 11: 61-72.
- Wang, Y. y van Cappellen, P. (1996). A multicomponent reactive transport model of early diagenesis: Applications to redox cycling in coastal marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 60: 2993-3014.

RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN DE CATIONES EN DOS SUELOS ANTIGUOS DESARROLLADOS SOBRE ALTAS SUPERFICIES DE LA DEPRESIÓN DE MADRID.

G. GASCÓ GUERRERO¹, F. GUERRERO LÓPEZ¹, M.C. LOBO BEDMAR²

¹Departamento de Edafología. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Av. Complutense sn. 28040.gasgue@eda.etsia.upm.es

²Instituto Madrileño de Investigación Agraria. Finca "El Encín". Apdo 127. Alcalá de Henares 28800. Madrid.

Abstract. The cations distribution ratio was studied in two zonal soils developed on different high plain surfaces that belong to the depression of the river Tajo in the region of Madrid. According to Soil Taxonomy (USDA-SSS, 1999) one soil was classified as a Typic Palexeralf and the other one was classified as a Typic Haploxeralf (USDA-SSS, 1999); the first at 824 m over a raña surface in Valdeolmos, and the second at 786 m over a terrace of a tectonic fossil valley in Redueña. The values of the distribution ratio for the Typic Palexeralf were higher than Typic Haploxeralf which is in agreement with other pedological features like clay distribution, acidity and demineralisation of soil solution.

Key words. Distribution ratio of cations in soils, Palexeralfs, Haploxeralfs, Luvisols

Resumen. La relación de distribución de los cationes se ha estudiado en dos suelos antiguos que se han desarrollado sobre altas superficies de la depresión geomorfológica de Madrid; el primero situado en Valdeolmos a una cota de 824 m y el segundo en Redueña a una cota de 786 m. El valor de la relación de distribución es ligeramente mayor en el Typic Palexeralf (USDA-SSS, 1999) de Valdeolmos que en el Typic Haploxeralf (USDA-SSS, 1999) de Redueña, lo que concuerda con otros síntomas del grado de desarrollo de ambos suelos, por ejemplo el contraste textural, la desaturación del complejo de intercambio y la desmineralización de la solución externa en equilibrio con el complejo iónico.

Palabras clave. Relación de distribución de cationes en suelos, Palexeralfs, Haploxeralfs, Luvisols.

INTRODUCCIÓN

Los suelos de la depresión situada entre la elevación de la Sierra de Guadarrama y la fosa del río Tajo presentan en sus diversas superficies llanas una diferenciación edafológica más o menos acorde con la edad de su formación, siendo en general más antiguas las

superficies más altas y más o menos cercanas a la Sierra que las situadas en las cercanías del actual cauce del río Tajo y sus afluentes. Los materiales detríticos heterométricos continentales que forman estas superficies llanas recubren las arcosas, conglomerados y fangos que integran el relleno neógeno proveniente del Sistema Central (Gallardo *et al.*,

1987). La naturaleza del material originario afecta a la permeabilidad y la lixiviación del suelo, siendo mayor en los suelos ricos en grava y arena, por ejemplo en el caso de los depósitos tipo raña o tipo terraza.

El objetivo del presente trabajo es analizar la posible influencia que la conexión o desconexión con el piedemonte del Villafranquiense medio localizado al Sur de Somosierra, descrito por Pérez-González y Gallardo (1987), ha podido tener sobre la evolución de dos suelos situados a similar altitud sobre penillanuras pertenecientes al dominio geológico-estructural de la Depresión o cuenca del Tajo. La relación de distribución de los cationes se analiza como un posible síntoma del grado de desarrollo edáfico, el cual es afectado por la lixiviación iónica en función de las características del complejo de intercambio iónico y el grado de mineralización de la solución del suelo. La mineralización de la solución del suelo será previsiblemente mayor cuando en el suelo se infiltren aguas soligénicas o de escorrentía superficial y será menor cuando dominen las aguas ombrogénicas o de lluvia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han descrito y muestreado dos perfiles de suelo siguiendo la metodología del Soil Survey Manual (USDA-SSDS, 1993). Los dos suelos presentan un perfil A-Bt, el primero clasificado en el subgrupo Typic Palexeralfs y el segundo en el Typic Haploxeralfs (USDA-SSS, 1999), ambos pertenecientes al grupo Luvisols de la sistemática FAO (Deckers *et al.*, 1998; Bridges *et al.*, 1998). El primero, con aumento de la proporción de arcilla en función de la profundidad, está situado en una digitación tipo rada a horcajos entre el valle del Jarama y el del Torote, que es tributario del Henares. Este suelo se localiza en el municipio madrileño de Valdeolmos y en la actualidad está separado del piedemonte que lo unía a la Sierra a causa del encajamien-

to del río Jarama. El segundo, con menos contraste textural y menos aumento de la arcilla en función de la profundidad que el primero, está situado en una terraza fluvial de un valle fósil (Hernández Pacheco, 1930) cuyo control tectónico se induce del ajuste de sus rasgos estructurales a las grandes fallas y fracturas (Lázaro, 1977; Cabra *et al.*, 1983; ITGME, 1990). El arroyo de las Huertas discurre por este valle de SW a NE en contra de la pendiente general que buza desde NW a SE; lo cual afecta al grado de lixiviación, que es menor en este suelo que en el de Valdeolmos.

Las muestras de suelo se han pasado por el tamiz nº 10 de 2 mm de abertura después de ser desmenuzadas y secadas al aire (USDA, 1996). Una parte de cada muestra tamizada, después de ser molida en mortero de ágata, se ha pasado por el tamiz nº 200 de 0,074 mm de abertura (Hossner, 1996). En la muestra molida y tamizada se analizó el carbono orgánico y el nitrógeno total; el carbono orgánico por oxidación vía húmeda con $K_2Cr_2O_7$ 1N en medio H_2SO_4 , siguiendo el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1996), y el nitrógeno mediante digestión Kjeldahl en un digestor Büchi 435 equipado con un destilador de NH_4^+ Büchi 323, oxidando la materia orgánica con H_2SO_4 en caliente para pasar el nitrógeno orgánico a NH_4^+ -N, usando una mezcla de K_2SO_4 y $CuSO_4$ para aumentar la temperatura durante la digestión además de catalizar la oxidación de la materia orgánica por el ácido sulfúrico (Bremner, 1996). Para realizar la corrección de humedad y referir los valores a suelo seco, las muestras se desecaron en estufa a 105 °C hasta peso constante (Chapman y Pratt, 1961).

La granulometría se ha determinado por el método del densímetro de Bouyoucos (Bouyoucos, 1962; MAPA, 1994). La densidad total seca se ha medido en muestra alterada partiendo del suelo seco al aire. Para la curva característica de humedad se ha segui-

do el método de la membrana de Richards (1954), midiendo el agua retenida en la muestra a 33 y a 1500 kPa. La humedad de saturación se determinó en la pasta saturada. El color de las muestras de suelo se ha medido con un espectrómetro de reflexión Minolta Chromameter calibrado con unas tablas de color (Munsell Color Co., 1998).

La capacidad de intercambio catiónico se ha determinado saturando la muestra con NH_4^+ después de desplazar los iones del complejo de intercambio con una solución 1 M de $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{HOAc}$ a pH 7,0 y lavar el exceso de $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{HOAc}$ con etanol (Sumner y Miller, 1996). Los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ desplazados por la solución 1 M de $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{HOAc}$ a pH 7,0 se determinaron por absorción atómica, utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer 2280.

La conductividad eléctrica y el pH se han determinado en el extracto al vacío de la pasta de suelo saturado. La conductividad eléctrica con un conductímetro Crison 222, calibrado con una solución de KCl 0,01 M siguiendo el procedimiento de Rhoades (1996), y corrigiendo el valor para expresarlo a la temperatura a 25 °C (Richards, 1954). El pH, según el procedimiento seguido por Thomas (1996), con un potenciómetro Crison micro-pH 2000, dotado de corrección automática de temperatura.

La relación de distribución RD define el almacenamiento relativo de los cationes, es decir, el exceso adsorbido en el complejo de intercambio iónico respecto a la cantidad en la solución externa en equilibrio (Bolt *et al.*, 1976). Para obtener la relación de distribución catiónica RD hay que tener en cuenta dos equilibrios de neutralidad eléctrica:

(1) el primer equilibrio se establece entre la carga eléctrica negativa neta de los sólidos del suelo S^- ($\text{cmol}(-)\cdot\text{kg}^{-1}$) y la carga eléctrica positiva neta Y del complejo iónico adsorbido, lo cual viene dada por la expresión $S^- \approx Y = \Sigma_{\text{cat}}T_{\text{cat}} - \Sigma_{\text{an}}T_{\text{an}}$ ($\text{cmol}(-)\cdot\text{kg}^{-1}$) donde $\Sigma_{\text{cat}}T_{\text{cat}}$ corresponde a la suma de

todos los cationes y $\Sigma_{\text{an}}T_{\text{an}}$ a la de aniones extraídos con la solución 1 M de $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{HOAc}$ a pH 7,0.

(2) el segundo equilibrio de neutralidad eléctrica se establece entre la suma de las concentraciones de cationes $\Sigma_{\text{cat}}C_{\text{o,cat}}$ (mmol ml^{-1}) y la de aniones $\Sigma_{\text{an}}C_{\text{o,an}}$ (mmol ml^{-1}) de la solución externa, ambas concentraciones medidas, por ejemplo, en el extracto de la pasta saturada de humedad W_{sat} ($\text{ml}/100 \text{ g}$).

El cálculo de la relación de distribución catiónica se hace mediante la expresión siguiente

$$RD = \frac{\Sigma_{\text{cat}}T_{\text{cat}} - W_{\text{sat}} \cdot \Sigma c_{\text{o}}^-}{W_{\text{sat}} \cdot \Sigma c_{\text{o}}^+} = \frac{\Sigma_{\text{cat}}T_{\text{cat}}}{W_{\text{sat}} \cdot \Sigma c_{\text{o}}^+} - 1$$

donde $\Sigma_{\text{cat}}T_{\text{cat}}$ (cmol kg^{-1}) es la suma de los cationes desplazados por la solución 1 M de $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{HOAc}$ a pH 7,0; ΣCo^+ la suma de cationes ($\text{mmol}(+)\text{ml}^{-1}$) y ΣCo^- la suma de aniones ($\text{mmol}(-)\text{ml}^{-1}$) en el extracto de saturación, siendo $\Sigma\text{Co}^+ \approx \Sigma\text{Co}^-$; y W_{sat} la humedad de saturación ($\text{ml}/100 \text{ g}$). La RD se utiliza para definir la eficacia del lavado dentro de los modelos que relacionan la tasa de desplazamiento de los solutos y la velocidad de la solución que se filtra por el suelo (Bolt, 1976). Una estimación de ΣCo^+ se puede realizar a partir de la conductividad eléctrica del extracto de saturación CE_{sat} , de acuerdo con la expresión siguiente

$$\Sigma\text{Co}^+ \approx K \text{CE}_{\text{sat}}$$

donde, ΣCo^+ ($\text{mmol}(+)\text{ml}^{-1}$) es la suma de cationes y CE_{sat} ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ a 25 °C) la conductividad eléctrica del extracto de suelo saturado (Richards, 1954). El valor de K varía aproximadamente entre 1/80 y 1/110 según sea la proporción relativa de Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los dos suelos presentan un grado de desarrollo del perfil acorde con el tiempo cronológico desde la deposición del sedimento que constituye su material original y con la intensidad de actuación de

los factores formadores del suelo. Tanto el paleosuelo de Valdeolmos (Tablas 1 y 2), situado cerca del límite de Madrid con Guadalajara, que ha sido clasificado en el subgrupo Typic Palexeralfs, como el suelo zonal de Redueña (Tablas 3 y 4), que ha sido clasificado en Typic Haploxeralfs según la "Soil Taxonomy" (USDA-SSS, 1999), se pueden incluir en el Grupo Luvisols de la clasificación FAO (Deckers *et al.*, 1998; Bridges *et al.*, 1998). Dada la alta actividad de la arcilla (CICc, > 24 cmolc.kg⁻¹ de arcilla) podrían

clasificarse en Alisols (CAM, 1990), pero la acidez (pH en Valdeolmos 5,2; 5,6; 6,3; y en Redueña 5,8; 6,9; 7,6) concordante con la saturación de la base de intercambio (%SB en Valdeolmos 39,1; 66,1; 77,5; y en Redueña 66,5; 94,4; 100,0) los aleja de este Grupo de los Alisols, cuya asociación más frecuente es con los Acrisols, Lixisols y Ferralsols de los ambientes caoliníticos y super-caoliníticos tropicales (Papadakis, 1969).

Los resultados analíticos concuerdan con los de la caracterización illítica que en

TABLA 1. Descripción de campo del suelo de Valdeolmos

Subgrupo de suelos: Typic Palexeralfs.

Localización: Valdeolmos. N-I km 23, desvío al este pasando Algete. Distancia de Madrid: 35 km.

Vegetación y uso del suelo: encinar y quejigar con uso de pastoreo. Pendiente: 5%.

Drenaje: moderadamente bien drenado.

Material originario: depósito detrítico continental heterométrico tipo raña.

Fecha del muestreo: 2 de octubre de 2000.

Descrito por: G. Gascó.

Horizontes:

Ap: 0-14 cm. 7.5YR 3/3 (húmedo); franca; estructura granular compuesta mediana; débil; límite neto; 30% elementos gruesos; raíces finas abundantes y muy finas frecuentes.

Bt: 14-44 cm. 7.5YR 3.5/4 (húmedo); arcillosa; estructura impedida por la grava aunque con tendencia a formar prismas gruesos; límite neto; > 50% elementos gruesos; iluviación de arcilla muy abundante recubriendo las gravas y empastando la arena; muy pocas raíces muy finas.

B2t: 44-125 cm. 7.5YR 4/4 (húmedo); arcillosa; estructura impedida por la grava con tendencia débil a la formación de bloques resultando más masiva y que la del horizonte B1t; débil; sin reacción caliza; >50% elementos gruesos; ninguna raíz.

estos niveles de raña y terraza encontraron Gallardo *et al.* (1987) y Pérez-González y Gallardo (1987). Estos autores encontraron que el horizonte Bt con arcilla 1:1 se presenta en suelos situados a mayor altitud que los descritos en el presente trabajo, por ejemplo a 1062 m en la alta superficie de la Mierla y a 947 m en la raña de Matarrubia. El contraste textural (Arcilla en Valdeolmos 20; 44; 55; y en Redueña 17; 24; 24) concuerda con lo anterior en cuanto al efecto edafogenético de la eluviación-iluviación de arcilla, y con el porcentaje de elementos gruesos (EEG en Valdeolmos 24; 63; 65; y en Redueña 7; 9; 24) en cuanto a una de las causas que define la cantidad de agua que se filtra por la matriz del suelo y es efectiva para la desmineraliza-

ción de la solución del suelo por lavado de las sales solubles, la cromatografía catiónica por lixiviación de los iones del complejo de intercambio iónico, el desplazamiento de la arcilla por eluviación-iluviación y finalmente la acidificación por sustitución del Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ por el ión hidronio H₃O⁺, creando el ambiente propio de la hidrólisis ácida que puede determinar la caolinización y la super-caolinización.

Los valores de la relación de distribución catiónica RD en el Typic Palexeralf de Valdeolmos (RD en A_p 52, B_{1t} 120, B_{2t}85) son mayores que en el Typic Haploxeralf de Redueña (RD en A_p 48, B_{1t} 107, B_{2t}42), lo que debe ser atribuido por un lado a la desmineralización asociada a la eficacia del

TABLA 2. Análisis del suelo de Valdeolmos. Localidad: Valdeolmos. Longitud: 3° 25" O; Latitud: 40° 41" N; Altitud: 824 m. Clasificación: Typic Palexeralfs, franca-esquelética, semiactiva, mixta, xeric, mesic.

Horizonte genético	Prof. (cm)	Horizonte diagnóstico	Color seco	Color húmedo	C _{org} (%)	N(%)	C/N
A _p	0-14	Ochric	8.3YR 4.9/4.3	7.3YR 3.2/3.1	1,2	0,06	20
B _{1t}	14-44	Argillic	7.4YR 4.7/4.8	6.9YR 3.7/3.9	0,6	0,05	12
B _{2t}	44-125	Argillic	8.4YR 4.5/4.3	8.7YR4.1/3.8	0,2	0,01	20
Horizonte Genético	Prof. (cm)	Elementos gruesos(%)		Granulometría (%)			Textura
		2-20	20-75	Ar 2-0,5	L 0,5-002	Ac <0,002	
A _p	0-14	21	3	56	24	20	F _{Ar}
B _{1t}	14-44	52	11	40	16	44	Ac
B _{2t}	44-125	51	14	35	10	55	Ac
Horizonte genético	Prof. (cm)	Horizonte diagnóstico	ρ _b kg.m ⁻³	W _{33 Kpa} mL/100 g	W _{1500 Kpa} mL/100g	W _{sat} mL/100g	
A _p	0-14	Ochric	1370±10	19	10	41	
B _{1t}	14-44	Argillic	1280±10	29	16	53	
B _{2t}	44-125	Argillic	1230±10	33	17	59	
Complejo de intercambio catiónico (cmol+ kg ⁻¹)							
Horizonte genético	Prof. (cm)	T _{Ca2+}	T _{Mg2+}	T _{Na+}	T _{K+}	ΣcatT _{cat}	CIC
A _p	0-14	2,9±0,2	1,1±0,2	0,7±0,1	0,5±0,1	5,2	13,3±0,6
B _{1t}	14-44	13,2±0,8	4,2±0,3	0,5±0,1	0,4±0,1	18,3	27,7±0,8
B _{2t}	44-125	19,4±0,9	5,5±0,3	0,6±0,1	0,4±0,1	25,9	33,4±0,8
Horizonte genético	Prof. (cm)	pH	SB (%)	CE _{sat} dS/m,25 °C	W Σc _o ⁺ Cmol kg ⁻¹	RD	
A _p	0-14	5,2±0,1	39,1	(240±5)10 ⁻³	0,098	52	
B _{1t}	14-44	5,6±0,1	66,1	(285±5)10 ⁻³	0,151	120	
B _{2t}	44-125	6,3±0,1	77,5	(510±5)10 ⁻³	0,301	85	

El número tras el signo ± corresponde al valor del intervalo confianza al 95% de nivel de probabilidad determinado con cinco repeticiones. Cuando dicho signo falta el valor del intervalo de confianza es la unidad de la última cifra exacta. Corg: carbono orgánico. ρ_b: densidad aparente. W_{sat}: humedad de saturación. T_{Ca2+}: total de catión calcio desplazado por el NH₄OAc/HOAc 1M. CIC: capacidad de intercambio de cationes. SB: saturación de la base. CE_{sat}: conductividad eléctrica del extracto de saturación. RD: relación de distribución de los cationes.

TABLA 3. Descripción de campo del suelo de Redueña

Subgrupo de suelos: Typic Haploxeralfs.

Localización: Redueña. N-I hasta Venturada, tomar desvío a Torrelaguna. Distancia de Madrid: 53 km.

Vegetación y uso del suelo: encinar y quejigar con uso de pastoreo y a veces agrícola.

Pendiente: 7%

Drenaje: bien drenado.

Material originario: depósito de terraza de un valle fósil con control tectónico.

Fecha del muestreo: 28 septiembre 2000. Descrito por: G. Gascó.

Horizontes:

Ap: 0-24 cm. 7.5YR 3.5/2.5 (húmedo); franco-arenosa; estructura granular compuesta mediana; moderada; límite neto; 10% elementos gruesos; raíces finas frecuentes y muy finas frecuentes.

Blt: 24-76 cm. 7.5YR 4/4 (húmedo); franco-arcillosa; estructura en bloques prismáticos angulares gruesos; fuerte; límite gradual; 15% elementos gruesos; muy pocas raíces muy finas.

B2t: 76-148 cm. 7.5YR 4.0/3.5 (húmedo); franco-arcillosa; estructura en bloques angulares; débil; síntomas claros de iluviación de arcilla con cutanes que recubren los elementos estructurales; 35% elementos gruesos.

TABLA 4. Análisis del suelo de Redueña. Localidad: Redueña. Longitud: 3° 36" O Latitud: 40° 47" N Altitud: 786 m. Clasificación: Typic Haploxeralfs, franca gruesa, activa, mixta, xeric, mesic.

Horizonte genético	Prof. (cm)	Horizonte diagnóstico	Color seco		Color húmedo		C _{org} (%)	N (%)	C/N
A _p	0-24	Ochric	9.4YR	4.6/3.3	8.7YR	3.4/2.4	2,7	0,24	11
B _{1t}	24-76	Argillic	7.1YR	4.9/4.8	7.2YR	4.1/3.7	0,6	0,03	20
IIB _{2t}	76-148	Argillic	7.2YR	4.3/4.1	7.2YR	4.2/3.5	0,2	0,01	20
Horizonte genético	Prof. (cm)	Elementos gruesos (%)			Granulometría (%)			Textura	
		2-20	20-75	Ar 2-0,5	L 0,5-002	Ac <0,002			
A _p	0-24	6	1	65	18	17	FAr		
B _{1t}	24-76	7	2	64	12	24	FACAr		
IIB _{2t}	76-148	18	6	70	10	24	FACAr		
Horizonte genético	Prof. (cm)	Horizonte diagnóstico	ρ _b kg.m ⁻³	W _{33 kPa} mL/100g	W _{1500 kPa} mL/100g	W _{sat} mL/100g			
A _p	0-24	Ochric	1285±15	26,5	14,1	46,6			
B _{1t}	24-76	Argillic	1200±10	20,7	11,3	48,2			
IIB _{2t}	76-148	Argillic	1265±15	19,5	10,8	48,7			
Complejo de intercambio catiónico (cmol ⁺ kg ⁻¹)									
Horizonte genético	Prof. (cm)	T _{Ca2+}	T _{Mg2+}	T _{Na+}	T _{K+}	ΣcatT _{cat}	CIC		
A _p	0-24	9,5±0,2	2,7±0,2	0,2±0,1	0,5±0,1	12,9	19,4±0,7		
B _{1t}	24-76	13,4±0,8	3,2±0,3	0,2±0,1	0,2±0,1	17,0	18,0±0,7		
IIB _{2t}	76-148	14,8±0,9	2,4±0,3	0,2±0,1	0,2±0,1	17,6	17,3±0,7		
Horizonte genético	Prof. (cm)	pH	SB(%)	CE _{sat} dS/m,25 °C	W _{sat} ΣC _o ⁺ Cmolkg ⁻¹	RD			
A _p	0-24	5,8±0,1	66,5	(560±5).10 ⁻³	0,261	48			
B _{1t}	24-76	6,9±0,1	94,4	(325±5).10 ⁻³	0,157	107			
IIB _{2t}	76-148	7,6:10,1	100,0	(835±5).10 ⁻³	0,407	42			

El número tras el signo ± corresponde al valor del intervalo confianza al 95% de nivel de probabilidad determinado con cinco repeticiones. Cuando dicho signo falta el valor del intervalo de confianza es la unidad de la última cifra exacta. Corg: carbono orgánico. pb: densidad aparente. W_{sat}: humedad de saturación. T_{Ca2+}: total de catión calcio desplazado por el NH₄OAc/HOAc 1M. CIC: capacidad de intercambio de cationes SB: saturación de la base. CE_{sat}: conductividad eléctrica del extracto de saturación. RD: relación de distribución de los cationes

lavado y la lixiviación (Gascó, 2001), y por otro a su desconexión con el piedemonte, ya que al recibir principalmente agua ombrogénica es un suelo más lavado y con valor de la conductividad eléctrica ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ a $25\text{ }^\circ\text{C}$) del extracto saturado (CE_{sat} en A_p 0,240; B_{1t} , 0,285; B_{2t} 0,510) por debajo del de Redueña (CE_{sat} en A_p 0,560; B_{1t} 0,325; B_{2t} 0,835), cuya conexión con el piedemonte repercute en su alimentación de agua soligénica o de escorrentía superficial y subcutánea.

El valor mayor de la relación de distribución de cationes RD se presenta en el horizonte *argillic* de ambos perfiles. En el horizonte superficial *ochric* es menor a causa del retorno de cationes por parte de los residuos de la vegetación que los bombea desde el interior del perfil y los deposita en la superficie del suelo; y en el horizonte más profundo la RD también es menor que en el horizonte B_{1t} por una doble causa: la lixiviación de cationes procedentes de los horizontes suprayacentes y la liberación de cationes en el transcurso de la meteorización de los minerales alterables.

CONCLUSIONES

El suelo de Valdeolmos clasificado en Typic Palexeralfs presenta un grado de desarrollo mayor que el de Redueña clasificado en Typic Haploxeralfs-USDA Soil Taxonomy (USDA-SSS, 1999) si se tiene en cuenta el contraste textural, la desmineralización de la solución del suelo y la desaturación del complejo de intercambio iónico. Ambos se clasifican en Luvisols-FAO (Deckers *et al.*, 1998; Bridges *et al.*, 1998) y no en Alisols (CAM, 1990) por no cumplir el requisito de acidez o de aluminio intercambiable.

La relación de distribución de cationes RD presenta valores mayores en el Typic Palexeralf de Valdeolmos (RD en A_p 52, B_{1t} 120, B_{2t} 85) que en el Typic Haploxeralf de Redueña (RD en A_p 48, B_{1t} 107, B_{2t} 42), lo que debe ser atribuido por un lado a la desmineralización asociada a la eficacia del lavado

y la lixiviación bajo la influencia de los elementos gruesos y, por otro, a su desconexión con el piedemonte, ya que al recibir principalmente agua ombrogénica es un suelo más lavado que el de Redueña, cuya conexión con el piedemonte repercute en su alimentación de agua soligénica o de escorrentía superficial y subcutánea.

El valor mayor de la relación de distribución de cationes RD se presenta en el horizonte *argillic* de ambos perfiles. El retorno de cationes por los residuos vegetales disminuye la RD del horizonte *ochric* superficial y el desplazamiento por lixiviación cromatográfica desde el horizonte suprayacente, sumado al aporte de los minerales meteorizables, disminuye la RD de los horizontes profundos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado con el soporte de dos proyectos de investigación: el primero, titulado "Aproximación a la evaluación de la capacidad portante de suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid para la aplicación de lodos de depuradora" con referencia 07M/0071/98, financiado por la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid, y el segundo, titulado "Evaluación de la capacidad portante de suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid para la aplicación de lodos residuales: Control de metales pesados y contaminantes orgánicos" con referencia FPOI-46/2000-2001, financiado por el Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria.

REFERENCIAS

Bridges, E.M., Battjes, N.H. y Nachtergaele, F.O. (eds.) (1998): World reference base for soil resources. Atlas. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC). Wageningen. The Netherlands. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome. Italy.

- Acco, Academische Coöperatief c.v. Leuven. Belgium.
- Bolt, G.H. (1976): Transport and accumulation of soluble soil components, en: *Soil chemistry. A. Basic elements*, G.H. Bolt. y M.G.M. Bruggenwert (Eds). Developments in Soil Science 5A, Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 126-140.
- Bolt, G.H., Bruggenwert, M.G.M., Kamphorst, A. (1976): Adsorption of cations by soil, en: *Soil chemistry. A. Basic elements*, G.H. Bolt. M.G.M. Bruggenwert (Eds). Developments in Soil Science 5A, Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 54-90.
- Bouyoucos, G.J. (1962): Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron. J.* 54, 464-465.
- Bremner, J.M. (1996): Nitrogen-Total, en *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*, J.M. Bigham, ed. SSSA, Madison, Wisconsin, 1085-1121.
- Cabra, P, Goy, J.L., Hoyos, M. y Zazo, C. (1983): Estudio geomorfológico del Cuaternario y de las formaciones superficiales del sector meridional de la Sierra Cabrera. *Tecniterrae* 51,32-42.
- CAM. (1990): Mapa de asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid. Consejería de Agricultura y Cooperación de la Comunidad Autónoma de Madrid.
- Chapman, H.D. y Pratt, P.F (1961): *Methods of Analysis for soils, plants and waters*. University of California.
- Deckers, J.A., Nachtergaele, F.O. y Spaargaren, O.C.(eds.) (1998): *World reference base for soil resources. Introduction. International Society of Soil Science ISSS*. Vienna. Austria. Acco, Academische Coöperatief c.v. Leuven. Belgium.
- Gallardo, J., Pérez-González, A., Benayas, J. (1987): Paleosuelos de los piedemonte villafranquienses y de las terrazas pleistocenas de la región del valle Del Henares-Alto Jarama. *Boletín Geológico y Minero* xcvi-1,27-39.
- Gascó, G. (2001): Desplazamiento de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb en suelos tratados con lodos de depuradoras de la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Hernández Pacheco, F. (1930): Estudio geográfico y geológico del territorio de las obras del Canal de Isabel II. *Memoria del Canal de Isabel II*, 153-164.
- Hossner, L.R. (1996): Dissolution for total elemental analysis, en: *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*, J.M. Bigham, ed.. SSSA, Madison, Wisconsin, 49-64.
- ITGME. (1990): Mapa geológico de España. Torrelaguna, Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Madrid.
- Lázaro, I. (1977): Estudio geomorfológico de la cuenca del río Guadalix (evolución Neógeno-Cuaternaria). *Est. Geol.* 33(2), 101-117.
- MAPA. (1994): Textura. Densímetro de Bouyoucos, en: *Métodos oficiales de análisis. Tomo 3*, MAPA, Madrid, 290-297.
- Munsell Color Co. (1998): *Munsell soil color charts*. Munsell Color Co., Nueva York.
- Nelson, D.W. y Sommers, L.E. (1996): Total carbon, organic carbon and organic matter. pp 961-1010, en: *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*, J.M. Bigham, ed. SSSA, Madiso, Wisconsin, 961-1010.
- Papadakis, J. (1969): *Soils n of the world*. Elsevier Publ.Co., Amsterdam.
- Pérez-González, A. y Gallardo, J. (1987): La Rada al sur de la Somosierra y Sierra de Ayllón: un piedemonte escalonado del Villafranquiense medio. *Geogaceta* 2, 29-32.
- Rhoades, J.D. (1996): Salinity. Electrical conductivity and total dissolved solids, en: *Methods of soil analysis. Part 3*.

- Chemical methods*, J.M. Bigham, ed.. SSSA, Madison, Wisconsin, 417-435.
- Richards, L.A. (ed.) (1954): Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. U.S. Department of Agriculture USDA Handbook no. 60, Washington.
- Sumner, M.E. y Miller, W.P. (1996): Cation exchange capacity and exchange coefficients, en: *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*, J.M. Bigham, ed. SSSA, Madison, Wisconsin, 1201-1229.
- Thomas, G. W. (1996): Soil pH and soil acidity, en: J.M. Bigham, ed. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. ASASSA, Madison, Wisconsin. pp 475-489
- USDA. (1996): Sample collection and preparation. Laboratory preparation of soil samples (1B). Standard air-dry (1B1), en: *Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil survey investigations report n° 42*. Version 3.0, USDA, Washington, 11.
- USDA-SSDS. (1993): Soil survey manual. Soil Survey División Staff, United States Department of Agriculture, Washington, DC 20402.
- USDA-SSS. (1999): Soil Taxonomy. Agriculture handbook nr. 436 2nd ed. Soil Survey Staff SSS, Natural Resources Conservation Service NRCS, United States Department of Agriculture USDA, U.S. Government Printing Office, Washington, DC 20402.

NIVELES ESTÁNDAR DE Cu, Zn Y Co Y EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN LOS SUELOS DE LOS INVERNADEROS DE LA COMARCA DEL PONIENTE (ALMERÍA, ESPAÑA)

C. GIL¹, J. RAMOS-MIRAS¹, R. BOLUDA^{2*}

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

²Departament de Biologia Vegetal. Universitat de València, CIDE (CSIC-UV-GV). Camí de la Marjal, s/n. 46470 ALBAL (València).

*Correspondencia.

Abstract: Total concentration of Cu, Zn and Co of natural soils and greenhouse soils from western Almería (Spain) has been determined. It was established the baseline concentrations, background levels and reference values. These were, respectively, the followings (mg Kg⁻¹): Cu 5-25, 13-14 and 23-25; Zn 29-394, 139-155 and 281-394; Co 8-22, 14 and 20-22 for natural soils. The baseline concentration and reference value for greenhouse soils were respectively: Cu 9-58 and 58; Zn 49-301 and 301; and Co 11-23 and 23. Results shows that average concentrations of this heavy metals are, generally, similar than it was found in agricultural soils by other authors. Only 3.7% of the greenhouse soils are contaminated. Although the use of background levels criteria shows a great content of heavy metals in soils related with anthropogenic activity due 91% of greenhouses soils have greater content of Cu than the referenced by the background, 74% for Co and 29% for Zn. Moreover, the 25% of greenhouse soils are greater than twice the background value for Cu. All of this, with the zone and greenhouses characteristics, shows that the main gate of these elements to greenhouse Almería soils is the use of fertilizers and pesticides due intensive agricultural practices that they submit it.

Key words: Total contents, heavy metals, baseline concentrations, soils.

Resumen: Se ha determinado el contenido total de Cu, Zn y Co en suelos naturales y de los invernaderos de la comarca andaluza del Poniente (Almería, España). Se han establecido sus niveles estándar, niveles de fondo y valores de referencia, cuyos valores (mg Kg⁻¹) fueron, respectivamente, los siguientes: Cu 5-25, 13-14 y 23-25; Zn 29-394, 139-155 y 281-394; y Co 8-22, 14 y 20-22 para los suelos naturales. Los niveles estándar y valores de referencia para los suelos de invernadero fueron respectivamente: Cu 9-58 y 58; Zn 49-301 y 301; y Co 11-23 y 23. Los resultados obtenidos indican que los contenidos medios de estos metales son, en general, semejantes a los encontrados por otros autores en suelos agrícolas. Solamente el 3,7% presentó contaminación. No obstante, la utilización del criterio del nivel de fondo indica que existe un contenido anormalmente elevado de origen exógeno directo. Esta conclusión se hace sobre la base de que el 91% de los suelos de los invernaderos almerienses superaron el nivel de fondo geoquímico para el Cu, el 74% lo superaron para el Co y el 29% para el Zn; además, alrededor del 25% de estos suelos superó el doble del nivel de fondo obtenido para el Cu. Estos hechos, junto con las características propias de la zona y de los invernaderos sugieren que la principal entrada de dichos elementos a estos suelos se debe a la utilización de fertilizantes y productos fitosanitarios derivada de la agricultura intensiva a la que están sometidos.

Palabras clave: Contenido total, metales pesados, niveles estándar, suelos.

INTRODUCCIÓN

La liberación al medio ambiente de sustancias debida a las actividades humanas está provocando un incremento de la concentración de los metales pesados en el suelo. La agricultura convencional es una actividad que origina este tipo de contaminación ya que a través del aporte de agroquímicos los incorpora de forma habitual al suelo (Adriano, 1986; Alegría *et al.*, 1991-92; Alloway, 1990; Andrades *et al.*, 2000; Boluda *et al.*, 1988; Boluda *et al.*, 1993; Errecalde *et al.*, 1991; Gimeno-García *et al.*, 1995-96; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Marín *et al.*, 2000). El uso frecuente de fertilizantes y fitosanitarios para incrementar la fertilidad y proteger a los cultivos de posibles enfermedades, puede producir la degradación química del suelo como resultado de la presencia de sustancias indeseables en dichos productos y su posterior acumulación en el medio edáfico. Este es el caso de metales pesados como Cu, Zn y Co que están presentes en los plaguicidas y en los fertilizantes fosforados (Adriano, 1986; Alegría *et al.*, 1992; Gimeno-García *et al.*, 1996). Por otro lado, la distribución de un elemento en la naturaleza vendrá condicionada por el nivel de fondo y por su ciclo biogeoquímico. Así pues, el contenido de un metal pesado y su distribución en el suelo debería ser función de la composición del material original, de sus propiedades y de los procesos edafogenéticos que intervienen en su formación (Adriano, 1986; Alloway, 1990; Boluda, 1988; Chen *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2001; Gimeno-García *et al.*, 1995-96; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

En la comarca andaluza del Poniente Almeriense existen unas 21.000 ha de cultivo bajo plástico, lo que supone casi el 80% del total existente en la provincia de Almería, las cuales son vitales para su buen desarrollo socioeconómico (Sanjuán-Estrada, 2001). En estos invernaderos se está aplicando una media de 2200 kg ha⁻¹ (Ortega-Gutiérrez,

2000) de fertilizantes minerales que resulta extremadamente elevada si la comparamos con la media nacional de 99 kg ha⁻¹ (MOPT, 1991). Aparte de esto hay que tener en cuenta el aporte de otros agroquímicos que se estima entorno a 2.500.000 envases anuales en toda la comarca y en cuya composición entran a formar parte fitosanitarios y fertilizantes (Salazar-Mato y Navarro del Águila, 1995).

Lo anteriormente expuesto pone de manifiesto la creciente preocupación que en las últimas décadas ha suscitado, en la sociedad, el problema de la contaminación y la presencia de contaminantes en el medio ambiente. Este hecho ha generado un enorme interés en el ámbito científico y propiciado el desarrollo de diferentes sistemas para estimar la contaminación por metales para los suelos del mundo. En los últimos diez años, el establecimiento de niveles estándar de elementos traza para la valoración de la contaminación del suelo, constituye el principal requisito de calidad y protección de las funciones agrícolas y ecológicas (Kabata-Pendias, 1995; Pérez *et al.*, 2000). La concentración natural de un elemento en un suelo que no ha sido alterado por la actividad humana representa el nivel de fondo o “background” (Chen *et al.*, 1999; Gough, 1993; Kabata-Pendias *et al.*, 1992). El término concentración del nivel geoquímico o “geochemical baseline concentration” se usa para expresar un rango esperado de las concentraciones de un elemento alrededor de una media en una muestra cuyo medio ambiente no ha sido alterado por el hombre; generalmente no es un verdadero nivel de fondo y se define como el 95% del rango esperado de la concentración del nivel de fondo (Chen *et al.*, 1999; Dudka, 1995; Gough, 1993; Kabata-Pendias *et al.*, 1992). Sobre la base de la teoría de la distribución log-normal, el rango esperado (niveles estándar o “baseline concentrations”) puede ser expresado como la media de logaritmos ± 2 desviación estándar (Dudka *et al.*, 1995). Para algunos autores, como es difícil determinar

los niveles de fondo de ciertos elementos, los niveles estándar se han reconocido como la mejor aproximación para establecer de forma más realista y universal las concentraciones de un elemento en materiales naturales (Chen *et al.*, 1999; Gough, 1993; Gough *et al.*, 1994; Kabata-Pendias *et al.*, 1992). El valor de referencia de un elemento se puede obtener a partir de su nivel de fondo o a partir de sus niveles estándar. Estos valores han sido utilizados para establecer las concentraciones normales de un metal pesado en el suelo así como para estimar su grado de contaminación y su nivel de calidad (CMA-JA, 1999; Dudka *et al.*, 1995; Chen *et al.*, 1999; Galán *et al.*, 2002; GC, 1995; Gough, 1993; IHOBE, 1998; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Pérez *et al.*, 2000; Ramos-Miras *et al.*, 2002).

En el presente trabajo se utiliza esta aproximación con el fin de evaluar la contaminación del suelo debida a Cu, Zn y Co

en los invernaderos de la comarca andaluza del Poniente (Almería). Para ello se marcaron los siguientes objetivos concretos: la determinación del contenido total de Cu, Zn y Co en suelos naturales así como en suelos de invernadero y el establecimiento de sus niveles de fondo, niveles estándar y el valor de referencia. Este estudio forma parte de un proyecto de investigación encaminado a evaluar el impacto de la actividad agrícola sobre la contaminación por metales pesados en los suelos de los invernaderos de Almería. En un trabajo previo (Ramos-Miras *et al.*, 2002) se evaluó el nivel de contaminación por Cd, Pb y Ni.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo

La comarca del Poniente se sitúa en el extremo oriental de Andalucía, en la provincia

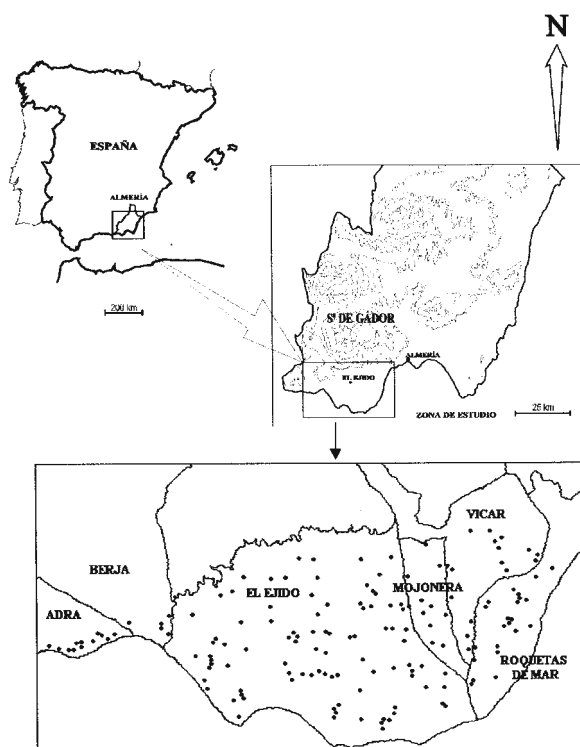


FIGURA 1. Área de estudio y muestreo

de Almería y entre las cuencas del río Adra y Andarax. Limita al N y NW con la Sierra de Gádor y al S con el Mar Mediterráneo. Ocupa una superficie de unos 330 Km² formando una llanura costera con una pendiente suave (Figura 1). No es una zona industrializada. Los materiales geológicos son, en general, de naturaleza calcárea. La precipitación es escasa (212,7 mm/año) y la temperatura media anual es de 18,7°C por lo que el clima es subtropical acentuado. Es una zona expuesta a vientos bastante intensos y de diferente componente durante todo el año. En cuanto a los invernaderos hay que destacar que las temperaturas interiores son más elevadas que las del exterior por lo que están sometidos a ventilación. El riego se realiza mediante goteo (Ramos-Miras, 2002).

Se han recogido las muestras de suelos correspondientes a un total de 160 invernaderos ubicados en los términos municipales de Roquetas de Mar, Vícar, La Mojonera, El Ejido, Berja y Adra. En el mapa de la Figura 1 se observa la localización de los invernaderos objeto del muestreo. En cada uno de los invernaderos seleccionados se tomaron muestras compuestas del suelo separando la capa arenosa superficial y recogiendo los 15 a 20 cm superficiales de la capa arcillosa. Las

muestras compuestas (2 a 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. Además de los suelos de estos invernaderos, se hizo un muestreo en 12 suelos y sedimentos de canteras en zonas no contaminadas que han servido para la extracción de material edáfico con el que preparar gran número de invernaderos. Estas muestras se consideraron “*suelos controles o naturales*” que sirvieron para obtener los niveles de fondo y calcular los niveles estándar y el valor de referencia con que comparar los resultados obtenidos en los suelos de los invernaderos.

Determinaciones analíticas

Los suelos utilizados en este estudio fueron caracterizados conjuntamente con los metales pesados como parte de un proyecto subvencionado por FIAPA (Convenio FIAPA-UAL) y de una tesis doctoral (Ramos-Miras, 2002). En la Tabla 1 se presenta un resumen estadístico de algunas propiedades fundamentales para las 172 muestras de suelos empleados en este estudio.

TABLA 1. Resumen de algunas características de los suelos de los invernaderos del Poniente Almeriense

	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	MO (%)	CIC (cmol _c ·kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)	CE (dSm ⁻¹ 25°C)	AU (%)	K ₂ O (mg 100g ⁻¹)	P ₂ O ₅ (mg 100g ⁻¹)	CaCO ₃ (%)
VMIN	5,0	6,7	4,4	0,2	3,2	6,9	0,6	5,2	2,4	1,4	0,1
MA	26,5	33,9	39,6	1,1	8,2	8,3	2,0	10,3	43,7	22,7	27,2
VMAX	57,1	63,6	75,8	2,9	15,5	9,1	9,8	15,4	217,6	131,8	64,9
N	10,4	12,8	18,2	0,5	2,8	0,3	1,3	6,5	33,8	16,5	16,2

Valor mínimo (VMIN), Media aritmética (MA), Valor máximo (VMAX), Desviación estándar (N), Materia orgánica (MO), Capacidad de intercambio catiónico (CIC), Conductividad eléctrica en el extracto de saturación del suelo (CE), agua útil (AU).

El material utilizado para el análisis de Cu, Zn y Co en el laboratorio fue previamente sumergido en HNO₃ al 30% (v/v) durante 24 h y posteriormente enjuagado con agua desionizada tres veces. Asimismo se empleó agua desionizada para la preparación de las soluciones patrón. Para la determinación del contenido total de MP el procedimiento seleccionado se basó en el método EPA 3052 (Kingston y Walter, 1995). El análisis se realizó sobre una alícuota de la muestra de suelo finamente molida en mortero de ágata y tamizada a 0,05 mm que, seguidamente, fue sometida a un proceso de mineralización por vía húmeda en medio ácido en un horno microondas MILESTONE MLS-1200, siguiendo las recomendaciones de Anderson *et al.* (1998) y Kingston y Walter (1995). Se introducen 0,7 g de muestra finamente molida, se añaden 9 ml de ácido nítrico (Merck pro análisis, UN 2031) y 3 ml de ácido fluorhídrico (Merck pro análisis, UN 1790) en los reactores, e introduciéndose en el horno microondas para su digestión. Posteriormente se extrae el contenido de los reactores filtrándose con un papel de filtro Whatman 40, y enrasándose a 20 ml con agua mili-Q. El extracto se conserva a 4° C en vasos de polipropileno hasta su posterior análisis mediante espectroscopía de absorción atómica en llama. Además, para comprobar la bondad o eficacia del método se incluyeron en los ensayos muestras certificadas del BCR (Patrones certificados por el Community Bureau of Reference de la Commission of the European Communities; BCR Certified Reference Material N° 141R, Calcareous loam soil; sample N° 00051) comprobándose las recuperaciones en los mismos al objeto de controlar la fiabilidad y/o eficiencia de las digestiones. Con este método las recuperaciones obtenidas para los diferentes metales fueron: 123,1% para el Co, 101,6% para el Zn y 91,5% para el Cu. Estos resultados indican la validez y la eficacia del método analítico puesto a punto en nuestro laboratorio, así como la fiabilidad de las determinaciones. La cuantifi-

cación de los metales pesados en los digeridos se realizó mediante espectroscopia de absorción atómica en llama con un espectrofotómetro GBC-906 AA. Todas las determinaciones analíticas se realizaron por triplicado.

Niveles estándar y evaluación de la contaminación

Las concentraciones de todos los elementos se dan sobre la base de suelo seco. Se presentan el valor máximo (VMAX), el valor mínimo (VMIN), la media aritmética (MA), la desviación estándar (σ), el coeficiente de variación (COVAR), la media geométrica (MG) y la desviación estándar geométrica (DEG). El nivel de fondo (NF) se considera como la media aritmética o geométrica de los suelos "controles o naturales". Los niveles estándar (NE) se obtienen según dos criterios: como la media aritmética del elemento en estos suelos $\pm 2\sigma$ como una modificación del criterio propuesto por IHOBE (1998) y Pérez *et al.* (2000); y sobre la base de la teoría de la distribución log-normal como MG/DEG² y MG*DEG² (Chen *et al.*, 1999; Dudka *et al.*, 1995). El valor de referencia (VR) se considera el nivel estándar superior obtenido aplicando los dos criterios. Estos valores, conjuntamente con los establecidos en la bibliografía por diferentes autores (Chen *et al.*, 1999; Dudka *et al.*, 1995; IHOBE, 1998; Pérez *et al.*, 2000) así como por grupos de investigación de Andalucía (CMA-JA, 1999; Galán *et al.*, 2002) en esta misma línea, se han utilizado para la evaluación de la contaminación por Cu, Zn y Co en los suelos de los invernaderos del Poniente Almeriense.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El material de origen del suelo es siempre de naturaleza calcárea. Las características climáticas de la zona y la idiosincrasia de los invernaderos del Poniente Almeriense resumidas anteriormente, minimizarán los posibles efectos debidos a la contaminación por depo-

sición húmeda o seca. Debido a los factores formadores, los suelos son ligeramente básicos, de textura media generalmente, con una baja fertilidad agrícola (contenido de materia orgánica y CIC medios de 1,1% y 8,2 cmol_c kg⁻¹ respectivamente), fuertemente calcáreos y en algunos casos con problemas de salinidad (Tabla 1) (Ramos-Miras, 2002; Ramos-Miras *et al.*, 2002). Estos hechos, junto con un factor tiempo de unos 10 a 30 años de dedicación a la agricultura intensiva y dado que el sistema de riego utilizado es el goteo, sugieren que la actividad agrícola (aporte de agroquímicos

fundamentalmente) será la principal vía de entrada de MP al suelo.

Contenido total de Cu, Zn y Co

En la Tabla 2 se muestran los valores extremos, la media aritmética, la desviación estándar, el coeficiente de variación, la media geométrica y la desviación estándar geométrica de la concentración total de Cu, Zn y Co para los suelos naturales (Tabla 2A) así como para los suelos de los invernaderos (Tabla 2B) del Poniente Almeriense.

TABLA 2. Contenido total de Cu, Zn y Co en los suelos del Poniente Almeriense (mg Kg⁻¹). A) Suelos controles o naturales (12 muestras); B) Suelos de los Invernaderos (160 muestras)

A)							
Elemento	VMIN	VMAX	MA	σ	COVAR	MG	DEG
Cu	9,9	24,6	14,3	4,5	31,8	13,7	1,3
Zn	60,1	213,4	155,4	62,8	40,4	139,9	1,7
Co	9,8	18,1	14,4	3,2	22,2	14,1	1,3
B)							
Elemento	VMIN	VMAX	MA	σ	COVAR	MG	DEG
Cu	9,5	488,9	28,6	38,1	133,3	24,5	1,6
Zn	44,4	374,7	133,8	64,0	47,8	121,0	1,6
Co	9,0	31,4	16,6	2,8	16,7	16,4	1,2

Valor mínimo (VMIN), Valor máximo (VMAX), Media aritmética (MA), Desviación estándar (σ), Coeficiente de variación (COVAR), Media geométrica (MG), Desviación estándar geométrica (DEG).

El contenido total de Co en los suelos naturales varía desde 9,8 hasta 18,1 mg kg⁻¹ con una media de 14,4 mg kg⁻¹ mientras que en los suelos de invernadero el rango de variación es de 9,0 a 31,4 mg kg⁻¹ presentando un nivel medio de 16,6 mg kg⁻¹. El Cu oscila entre 9,9 y 24,6 mg kg⁻¹ con un promedio de 14,3 mg kg⁻¹ en los suelos naturales y varía entre 9,5 y 488,9 mg kg⁻¹ con una media de 28,6 mg kg⁻¹ en los suelos de invernadero. El Zn presenta valores desde 60,1 a 213,4 mg kg⁻¹ con un nivel medio de 155 mg kg⁻¹ para los suelos naturales y varía desde 44,4 hasta 374,7 mg kg⁻¹, con un valor medio de 133,8 mg kg⁻¹ en los suelos de invernadero. Exceptuando tres suelos de invernadero con

un contenido de Cu de 67, 97 y 489,9 mg kg⁻¹, cinco invernaderos con concentraciones de Zn de 301, 306, 308, 372 y 374,7 mg kg⁻¹, y uno con una concentración de Co de 31,4 mg kg⁻¹, en general, los elementos estudiados presentan el mismo orden de magnitud para los suelos naturales que para los suelos de invernadero. Hay que destacar el hecho de que los suelos de invernadero poseen un nivel medio de Zn, Co y Cu menor, ligeramente superior y muy superior respectivamente que el de los suelos naturales. EL hecho de que el Zn presente un valor medio más elevado en suelos naturales se debe a su mayor contenido en los sedimentos de las canteras de las Norias y Cabriles (datos no mostrados), lo cual debe

estar relacionado con la riqueza de este elemento en la roca madre de estas zonas.

El orden de abundancia del contenido total de estos elementos en el suelo es: Zn >> Cu > Co. Se han comparado las concentraciones obtenidas en este trabajo con las encontradas por otros autores para suelos de Andalucía (Campos 1997; Galán *et al.*, 2002) y de otras regiones y países (Alegría *et al.*, 1992; Andrades *et al.*, 2000; Andreu y Boluda, 1995; Boluda *et al.*, 1988; Boluda *et al.*, 1993; Chen *et al.*, 1999; Gimeno-García *et al.*, 1995-96; Marín *et al.*, 2000; Pérez-Carreras *et al.*, 1995; Pérez *et al.*, 2000); exceptuando los invernaderos anteriormente indicados, las concentraciones de estos elementos así como su orden de abundancia en los 163 suelos restantes (datos no mostrados) del Poniente Almeriense son, en general, semejantes a las establecidas por dichos autores. No obstante, los rangos, los valores medios de Cu y Co y el coeficiente de varia-

ción del Cu obtenidos para los suelos de los invernaderos (Tabla 2B) son más grandes que en los suelos naturales (Tabla 2A), hecho que conjuntamente con las excepciones ya indicadas, sugiere, de nuevo, un aporte exógeno, especialmente para el caso del Cu.

Nivel de fondo, niveles estándar y valor de referencia de Cu, Zn y Co

Atendiendo a los conceptos ya definidos, los valores del NF, NE y VR de Cu, Zn y Co obtenidos para los suelos naturales del Poniente Almeriense se muestran en la Tabla 3. En esta tabla se han incluido, también, VR o valores guía establecidos por otros autores para suelos andaluces no contaminados (CMA-JA, 1999; Galán *et al.*, 2002), para otros suelos españoles (IHOBE, 1998; GC, 1995; Macías, 2002; Pérez *et al.*, 2000) y NE para suelos de otros países (Chen *et al.*, 1999; Dudka *et al.*, 1995). Se puede observar que, aunque se utilicen los dos criterios (media y

TABLA 3. Nivel de fondo (NF), Valor de referencia (VR) y Niveles estándar (NE) para los suelos naturales (control) del Poniente Almeriense y su comparación con los VR y NE de otros suelos. A) Calculados como $MA \pm 2\sigma$; B) Calculados como MG/DEG^2 a $MG * DEG^2$.

A)

Elemento	NF	VR	NE	VR ¹	VR ²	VR ³	V ⁴	VR ⁵	VR ⁶
Cu	14,3	23,3	5,2-23,3	28,5	34	<100	40	55	50
Zn	155,4	281,0	29,7- 281,0	25,4	109	<300	81	178	735
Co	14,4	20,8	8,0-20,8	13,3	nd	<50	12	10	nd

B)

Elemento	NF	VR	NE	NE ⁷	NE ⁸
Cu	13,7	24,7	7,6-24,7	0,22-21,9	14,7-917,5
Zn	139,9	393,8	49,7-393,8	0,89-29,6	5,0-242,0
Co	14,1	22,4	8,8-22,4	Nd	1,7-63,0

VR1 Valor de referencia para suelos de Euskadi (IHOBE, 1998)

VR2 Valor de referencia para suelos de la Comunidad de Madrid (Pérez *et al.*, 2000)

VR3 Valor de referencia para suelos de Andalucía (CMA-JA, 1999)

V4 Concentración total en suelos no contaminados de la vega del Guadamar (Galán *et al.*, 2002)

VR5 Valor de referencia para suelos de Catalunya (GC, 1995)

VR6 Valor de referencia para suelos de Galicia (Macías, 2003)

NE7 Niveles estándar para suelos de Florida (Chen *et al.*, 1999)

NE8 Niveles estándar para suelos de Canadá (Dudka *et al.*, 1995)

nd, dato no disponible.

desviación estándar aritmética y geométrica), estos valores son semejantes para Co. En el caso del Cu, exceptuando el VR propuesto para los suelos de Euskadi (IHOBE, 1998), nuestros valores son considerablemente menores que el resto de los establecidos por dichos autores (Tabla 3A y 3B). El Zn no sigue este comportamiento lo que se deberá, como ya se indicó anteriormente, a las diferencias de concentración en el material originario de los suelos estudiados. Su valor está en el límite del que se considera admisible según la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CMA-JA, 1999); por otro lado, nuestro VR es mucho menor que el propuesto para suelos gallegos (Macías, 2002).

Según los datos obtenidos para el NF de los suelos naturales, los suelos de 145 invernaderos superaron este NF para el Cu, 46 el del Zn y 118 suelos de invernadero superaron el NF para el Co.

En el caso de la MG y la DEG, no existen datos bibliográficos para suelos españoles. No obstante, con el riesgo que ello supone, al comparar los datos obtenidos en este estudio con otros de países diferentes hemos observado semejanzas y diferencias (Tabla 3B) lo que puede ser debido a la incidencia de los factores formadores incluyendo la actividad humana. Comparando nuestros NE con los obtenidos para suelos de Florida (Chen *et al.*,

1999), por el mismo método, estos son más bajos para Zn, pero semejantes para Cu. Con respecto a suelos de Canada (Dudka *et al.*, 1995) nuestros NE son más bajos para Cu y Co y mayores para Zn.

En la Tabla 4 se muestran los VR y NE obtenidos para los suelos de los invernaderos. Los valores para la MA, σ , MG, DEG, VR y NE son muy semejantes a los presentados en las Tablas 2 y 3 para Co y Zn, lo cual resulta obvio; sin embargo, son diferentes en el caso del Cu. Por otro lado, el NE inferior es negativo (Tabla 4A) y el rango más amplio con respecto a sus homólogos de la Tabla 3 y de la Tabla 4B. Esto es debido a que la MA y la σ se usan comúnmente para estimar la abundancia geoquímica de un elemento. Sin embargo, la MG y la DEG son mejores para estimar con mayor probabilidad el rango del nivel geoquímico de un elemento para una serie de datos, sobre todo si existe mucha variabilidad (Chen *et al.*, 1999; Dudka *et al.*, 1995; Gough *et al.*, 1994). Otro aspecto importante es que el VR-Cu (Tabla 4B, 58 mg Kg⁻¹) es muy semejante al de los otros autores (Tabla 3A, 40-55 mg Kg⁻¹) y difiere del presentado en la Tabla 4A (101,5) que es, en este caso, muy similar al admitido como tolerable por la CMA-JA (1999) (<100 mg Kg⁻¹). Desde los puntos de vista realista y estadístico así como por la razón expuesta

TABLA 4. Valor de referencia (VR) y Niveles estándar (NE) para los suelos de invernadero del Poniente Almeriense. A) Calculados como $MA \pm 2\sigma$; B) Calculados como MG/DEG^2 a $MG * DEG^2$.

A)				
Elemento	MA	σ	VR	NE
Cu	27,6	37,0	101,5	-46,3-101,5
Zn	135,8	63,9	263,2	7,4-263,2
Co	16,5	2,9	22,2	10,8-22,2
B)				
Elemento	MG	DEG	VR	NE
Cu	23,5	1,6	58,0	9,5-58,0
Zn	122,2	1,6	300,8	49,6-300,8
Co	16,2	1,2	23,01	11,5-23,01

arriba, creemos que los valores presentados en la Tabla 4B son más adecuados.

Evaluación de la contaminación

Comparando las concentraciones obtenidas para los suelos de invernadero con los niveles guía admisibles que marca la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía para suelos contaminados (CMA-JA, 1999), 1 invernadero superó el límite establecido para el Cu (489 mg kg^{-1} frente a los 100 mg kg^{-1}) y 5 superaron el límite para el Zn ($301, 306, 308, 372$ y 375 mg kg^{-1} frente a los 300 mg kg^{-1}). Según estos resultados, un 3,7% de los suelos estudiados presentó contaminación, de los cuales en un 0,6% se indicaría la obligación de la investigación y en un 3,1% la recomendación de la investigación. Hay que destacar el hecho de que el valor medio (MA y MG), los NE y el VR (excepto el VR-Zn que es semejante) en los suelos de invernadero (Tabla 4) son mucho más bajos que los valores admisibles que aparecen reflejados en esta guía.

Aplicando el criterio del NF obtenido para los suelos naturales, los resultados indican que el 91% de los suelos de los invernaderos superan el NF para el Cu, el 29% el del Zn y el 74% de los suelos de los invernaderos superan el NF para el Co. Si se utiliza el criterio del VR (Tabla 3), 70-80 suelos de invernadero (48%) superaron el VR para el Cu ($23\text{-}25 \text{ mg kg}^{-1}$), cinco (3%) superaron el VR para el Zn ($281\text{-}394 \text{ mg kg}^{-1}$) y tres suelos de invernadero (2%) superaron el VR obtenido para el Co ($20\text{-}22 \text{ mg kg}^{-1}$). Además, es importante señalar que 38 suelos (25%) superaron el doble del NF para el Cu. Estos resultados confirman que existe un aporte exógeno de Cu, Zn y Co en los suelos de invernadero del Poniente Almeriense, más importante para Cu y menos para Zn y Co.

Por otro lado, si se comparan con los VR de la Tabla 4B, solamente 10 suelos de sendos invernaderos superaron estos valores: dos para Co, tres para Cu y cinco para Zn.

Estos resultados coinciden con los obtenidos al aplicar el criterio establecido por la CMA-JA (1999).

Todos los resultados anteriormente expuestos indican que solo una pequeña parte (3,7%) de los suelos de invernadero presentan contaminación por Cu o Zn; sin embargo, también indican que estos suelos pueden estar incrementando su contenido de Cu y Zn, muy posiblemente debido a que están sometidos a un aporte exógeno directo. Estos hechos, conjuntamente con las características de los factores formadores y la idiosincrasia de los invernaderos del Poniente Almeriense, sugieren que el origen de este incremento puede ser debido a un excesivo uso de agroquímicos y/o a la calidad de los mismos. En este sentido hay que señalar la gran utilización del CuSO_4 como fungicida y alguicida en los invernaderos almerienses (Ortega-Gutiérrez, 2000) así como la presencia de Cu, Zn y Co en gran número de fertilizantes fosforados y plaguicidas (Alegría *et al.*, 1992; Adriano, 1986; Gimeno-García *et al.*, 1996). Esta evidencia pone de manifiesto la importancia de emplear el criterio del nivel de fondo y los niveles estándar para estimar el grado de contaminación por metales pesados del suelo y evaluar su calidad. También pone de manifiesto la utilidad de aplicar la teoría de la distribución log-normal cuando no se dispone de niveles de fondo y la población de la muestra de suelo presenta elevada variabilidad de datos.

CONCLUSIONES

Este trabajo presenta los resultados de la determinación del contenido total de Cu, Zn y Co en suelos naturales y sometidos a agricultura intensiva de los invernaderos de la comarca andaluza del Poniente (Almería). Se han establecido sus niveles estándar, niveles de fondo y valores de referencia. Para los suelos naturales estos valores (mg Kg^{-1}) son,

respectivamente, los siguientes: Cu 5-25, 13-14 y 23-25; Zn 29-394, 139-155 y 281-394; y Co 8-22, 14 y 20-22. Los niveles estándar y valores de referencia para los suelos de invernadero son, respectivamente: Cu 9-58 y 58; Zn 49-301 y 301; y Co 11-23 y 23.

Los resultados obtenidos se comparan entre ellos, con los de otros suelos y con los establecidos como admisibles en la guía de la Junta de Andalucía con objeto de evaluar el estado de contaminación por metales pesados y la calidad de los suelos sometidos a cultivo.

Los contenidos de estos elementos en los suelos de invernadero son, en general, semejantes a otros suelos andaluces, españoles y de otros países, pero anormalmente elevados respecto a los suelos naturales de las mismas características y de la misma zona. Aunque solamente un 3,7% de los suelos de los invernaderos de Almería superó los valores guía admisibles establecidos por la Junta de Andalucía o los valores de referencia obtenidos en este trabajo, los resultados demuestran que estos suelos están sometidos a un aporte exógeno directo de Cu y Zn cuyo origen, dada las características de los factores formadores del suelo y la idiosincrasia de los invernaderos, se ha asociado exclusivamente al uso de fertilizantes y productos fitosanitarios. Esta conclusión se hace sobre la base de que el 91% de los suelos de los invernaderos almerienses superaron el nivel de fondo de los suelos naturales para el Cu, el 74% lo superaron para el Co y el 29% para el Zn; además, alrededor del 25% de estos suelos superó el doble del nivel de fondo obtenido para el Cu.

Asimismo, se verifica la utilidad de aplicar la teoría de la distribución log-normal cuando exista elevada variabilidad y no se disponga de valores de niveles de fondo.

Los estudios futuros deben centrarse en aspectos como el origen del suelo y el tiempo dedicado al cultivo para evaluar la influencia sobre el nivel de acumulación de

estos elementos en los suelos de invernadero. También es imperativo determinar el contenido biodisponible de estos elementos y los procesos de co-precipitación y redisolución que puedan tener lugar, así como establecer el umbral de toxicidad con objeto de evaluar posibles riesgos ecotoxicológicos y definir el nivel de intervención.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de un proyecto de investigación que ha sido subvencionado por FIAPA (Convenio FIAPA-UAL). Los autores agradecen a D. M. Ortega Gutiérrez técnico de la Coop. Sta. M^a del Águila de El Ejido (Almería), y a D. P. Picazzo Vico su información y ayuda en la realización de este proyecto. También agradecen los comentarios y recomendaciones realizadas por el Prof. Dr. Felipe Macías del Dpto. de Edafología de la Univ. de Santiago de Compostela en la revisión de este trabajo.

REFERENCIAS

- Adriano D.C. (1986). *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer-Verlag Berlin, 533 pp.
- Alegría A., Barberá R., Boluda R., Errecalde F., Farré R. y Lagarda M. (1991). Environmental cadmium lead and nickel contamination: possible relationship between soil and vegetable content. *Fresenius J. Anal. Chem.* 339, 654-657.
- Alegría A., Barberá R., Boluda R., Errecalde F., Farré R. y Lagarda M. (1992): Relationship between cobalt, copper and zinc content of soils and vegetables. *Die Nahrung*. 36, 451-460.
- Alloway, B. Y. (1990). *Heavy metals in soils*. Halsted Press. London.
- Anderson, P.; Davidson, C. M.; Littlejohn, D.; Ure, A. M.; Garden, M. L. y Marshall, J. (1998). Comparison of techniques for the analysis of industrial soils by ato-

- mic spectrometry. *Inter. J Environ. Anal. Chem.* 71 (1), 19-40.
- Andrades, M., Carral, P., Martínez, E., Álvarez, A., y Alonso, J. I. (2000). Contenido en metales pesados y calidad de suelos en cultivos frutales de la Rioja, (España). *Edafología*. 7-3, 313-318.
- Andreu, V. y Boluda, R. (1995). Application of contamination Indexes on different farming soils. *Bull Environ. Contam. Toxicol.* 54 (2), 228-236.
- Boluda R. (1988): Relaciones estadísticas de los valores de metales pesados (Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) con el pH, contenido en materia orgánica, carbonatos totales y arcilla de los suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anales de Edafología y Agrobiología*. 47, 1503-1524.
- Boluda R., Andreu V., Pons V. y Sánchez J. (1988). Contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anales de Edafología y Agrobiología*. 47, 1485-1502.
- Boluda R., Andreu V., Gilabert M.A. y Sobrino P. (1993). Relation between reflectance of rice crop and indices of pollution by heavy metals in soils of Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Soil Technology*. 6, 351-363.
- Campos, E. (1997): *Estudio de contaminación y fraccionamiento químico de metales pesados en suelos de la vega de Granada*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- CMA-JA. (1999). Informe sobre los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestras y análisis para su investigación. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. *Inéd.* 253 pp.
- Chen, M., Ma, L. Q. y Harris, W. G. (1999). Baseline concentrations of 15 Trace Elements in Florida Surface Soils. *J Environ. Qual.* 28, 1173:1181.
- Chen H.M., Zheng C.R., Tu C. y Zhou D.M. (2001). Studies on loading capacity of agricultural soils for heavy metals and its applications in China. *Applied Geochemistry*. 16, 1397-1403.
- Dudka S., Ponce-Hernandez, R. y Hutchinson, T.C. (1995). Current level of total element concentrations in the surface layer of Sudbury's soils. *Sci. Total Environ.* 162:161-171.
- Errecalde, M. F., Boluda, R., Lagarda, M. J. y Farré, R. (1991). Índices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo intensivo: aplicación en la comarca de l'Horta (Valencia). *Suelo y Planta*. 1, 483-494.
- Galán, E., González, I., Fernández-Caliani, J. C. (2002). Residual pollution load of soils impacted by the Aznalcóllar (Spain) mining spill after clean-up operations. *Sci. Tot. Environ.* 286, 167-179.
- GC (Generalitat de Catalunya). (1995). Guía de Evaluación de la Calidad: *Criterios provisionales de calidad del suelo en Catalunya*. En: Manual Práctico de Legislación Ambiental (2000). Ed. Praxis.
- Gimeno-García E., Andreu, V. y Boluda, R. (1995). Distribution of heavy metals in rice farming soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29, 476-483.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. y Boluda, R. (1996). Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environm. Pollut.* 92, 19-25.
- Gough, L. P. (1993). Understanding our fragile environment, lessons from geochemical studies. USGS Circular 1105. U. S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Gough, L. P., Severson, R. C. y Jackson, L. L. (1994). Baseline element concentrations in soils and plants. Bull Island, Cape Romain National Wildlife Refuge, South Carolina, USA. *Water Air Soil Pollut.* 74, 1-17.

- IHOBE, (1998). Investigación de la calidad del suelo. Ed. Gobierno Vasco. Dpto. de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio ambiente.
- Kabata-Pendias, A. (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. En: *Heavy Metals*, Salomons, W., Förstner, U. y Mader, P. (eds). Springer, Berlin. 412 pp.
- Kabata-Pendias A. y Pendias, H. (1992). Trace elements in soils and plants. CRC Press. Boca Raton. FL. 365 pp.
- Kabata-Pendias A., Dudka S. y Chlopecka A. (1992). Background levels and environment influences on trace metals in soils of temperate humid zone of Europe, pp. 61-84. En: D.C. Adriano (ed.) *Biogeochemistry of Trace Metals*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Kingston, H. M. y Walter, P. J. (1995). Método EPA 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Versión 5.1. Pagina web USEPA.
- Macías, F. (2002). Niveles de referencia propuestos para los suelos de Galicia. *Inéd.* (Comunicación personal).
- Marín, A., Alonso-Martirena, J. I., Andrades, M. y Pizarro, C. (2000). Contenido de Metales Pesados en suelos de viñedo de la D. O. Ca. Rioja. *Edafología*. 7-3, 351-357.
- MOPT (Ministerio de Obras Públicas y Turismo) (1991). Medio Ambiente en España 1990. Madrid.
- Ortega-Gutiérrez, M. (2000). Comunicación personal. Técnico de la Cooperativa Sta. María del Águila de El Ejido (Almería).
- Pérez, L., Moreno, A. M. y González, J. (2000). Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. *Edafología*. 7-3, 113-120.
- Pérez-Carreras L., Moreno-García, A. M. y González-Parra, J. (1995). Influencia de las fracciones arena y arcilla en el contenido y disponibilidad de metales pesados en suelos. *Edafología*, 1, 83-89.
- 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. Almería.
- Ramos-Miras, J. J.; Gil, C. y Boluda, R. (2002). Baseline concentrations of Cd, Pb and Ni in greenhouses-western-Almería surface soils (Spain). En Sustainable use and managements of soils in arid and semiarid regions. Faz, A.; Ortiz, R. y Mermut, A. R. (eds). Cartagena. 2, 466-468.
- Salazar-Mato, J. F. y Navarro del Águila, M. C. (1995). Consideraciones de los envases plásticos de fitosanitarios y fertilizantes como residuos tóxicos: Una externalidad medioambiental a corregir en los cultivos intensivos almerienses. Actas del I simposium Iberoamericano sobre Aplicación de los plásticos en las tecnologías agrarias 17-21 abril. López Gálvez y Díaz Álvarez (ed).
- Sanjuán-Estrada, J.F. (2001). Análisis de la evolución de la superficie invernada en la provincia de Almería mediante Teledetección de imágenes Thematic Mapper (TM) del satélite Landsat, desde la campaña 1984/1985 hasta la campaña 1999/2000. En Isabel María Cuadrado Gómez (ed). 45 p.

VALORES DE REFERENCIA DE ELEMENTOS TRAZA EN VERTISOLES DE LA PROVINCIA DE MÁLAGA

M. CASTILLO CARRIÓN¹, E. ORTEGA BERNALDO DE QUIRÓS², J.A. MARTÍN RUBÍ

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

²Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Facultad de Farmacia Campus de Cartuja S/n, 18071 Granada, España

Abstract. Vertic soils abound in Andalusia and they have been developed under Mediterranean conditions at such latitude. The main use of this soils is the crop of cereal and leguminous plants, that is the reason why the objective of our work is to establish reference values for trace elements both micro-nutrients and heavy metals. Mineralogy, organic matter, major and minor elements have been analyzed in order to study edaphic properties and trace elements correlation. The most abundant clay mineral is smectite (37%). Trace elements are strongly related to clay minerals, for example Co/smectite present a 0,817 correlation coefficient. The reference values obtained are (in μgg^{-1}): As=7; Cd=0,5; Co=25; Cr=132; Cu=65; Ni=58; Pb=69; V=178 y Zn= 132

Key words: Vertisol in Malaga, trace elements, reference value.

Resumen. Los suelos vérticos son característicos de la campiña andaluza, donde se han desarrollado en condiciones mediterráneas y se dedican fundamentalmente al cultivo de cereales y leguminosas. El objetivo de este trabajo ha sido establecer niveles de referencia para los elementos traza, tanto micronutrientes como metales pesados, así como estudiar las relaciones existentes entre los mismos y las propiedades edáficas. Para ello se ha realizado la caracterización mineralógica, y se ha determinado el contenido en materia orgánica, elementos mayoritarios y minoritarios. El mineral de la arcilla más abundante es la esmectita con un contenido medio del 37%. Los elementos están asociados, fundamentalmente, a los minerales de la arcilla, por ejemplo el cobalto con la esmectita presenta un coeficiente de correlación de 0,817. Los valores de referencia obtenidos para los elementos traza analizados son (en μgg^{-1}): As=7; Cd=0,5; Co=25; Cr=132; Cu=65; Ni=58; Pb=69; V=178 y Zn= 132.

Palabras clave: Vertisoles, Málaga, elementos traza, valores de referencia.

INTRODUCCIÓN

La degradación del suelo, a diferencia del aire o el agua, es un tema en el que resulta difícil llegar a una acción coordinada, ya que entre otras causas, hay que destacar que la política desarrollada sobre suelos contaminados, en algunos países como Canadá,

USA, y Holanda, comenzó hace más de diez años, mientras que en otros como Australia o Japón es mucho más reciente (Logorburo, 2001). No obstante, en el proceso de desarrollo internacional de la normativa, existe un consenso sobre los principales objetivos que deben cumplirse en materia de suelos y que son:

- Definición de un suelo contaminado.
- Establecer criterios de umbral de contaminación, que permitan diferenciar entre un suelo natural no contaminado y un suelo que haya recibido aportes contaminantes. Asimismo también hay que definir el nivel de riesgo asociado a esos niveles de contaminación, a quién o qué afecta, y si es tolerable.
- Elegir entre criterios generales, o criterios basados en el uso del suelo.
- Prioridades de recuperación de los suelos.

La legislación existente sobre suelos contaminados es muy reciente; de hecho los primeros indicios de preocupación por la contaminación del suelo no surgen hasta los años 70, como consecuencia de algunos accidentes aislados (Ej. Love Canal en New York, USA). En Europa el país con más experiencia en protección del suelo es Holanda, que cuenta con varias leyes específicas (Environmental Quality Standards for soil and water, NMHSPE 1991; Intervention values and target values- soil quality standards, NMHSPE 1994).

Las directrices básicas en la política comunitaria sobre suelos se basan en La Carta del Suelo, promulgado por el Consejo de Europa en 1972. La protección del suelo cada vez va cobrando mayor importancia en el ámbito internacional y en 1992, en la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro (Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, 1992), los estados participantes firmaron una serie de declaraciones relacionadas con la protección de suelos. El 17 de abril de 2002, se publica una Comunicación de la Comisión de las Comunidades Europeas (CE 2002): "Hacia una estrategia temática para la protección del suelo", que es la primera Comunicación que 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.

Hasta ahora la normativa comunitaria de protección del suelo es indirecta y están involucradas varias Direcciones Generales de la Unión Europea, siendo las más importantes las de Medio Ambiente, Agricultura, Política Regional, de Transporte e Investigación. Debido al papel multifuncional y a la presencia universal del suelo, son muchas las políticas que influyen sobre él. En lo que se refiere a contaminación del suelo por metales pesados hay que destacar, la Directiva de la CEE (1991) sobre residuos, que constituye la base sobre la que se elabora la ley 10/1998 de 21 de abril (BOE, 1998).

La política española de suelos comenzó en 1995 con la identificación y el inventariado de espacios contaminados, para el que se tomó como referencia los valores guía de la legislación holandesa. Una consecuencia directa fue la aprobación del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (BOE, 1995). El Plan plantea varios objetivos prioritarios tanto en el área de la prevención como en el área de la recuperación de suelos contaminados. Entre los instrumentos básicos del Plan, cabe destacar las medidas legislativas que requieren potenciar las acciones de la Administración Central y las Comunidades Autónomas para trasponer la normativa europea, y que quede plasmada la elaboración de una normativa específica sobre contaminación de suelos.

La ley 10/1998 de 21 de Abril (BOE, 1998) contiene varios artículos que se refieren de forma explícita al tema de suelos contaminados. En el artículo 3, en su apartado p), se define lo que es un suelo contaminado; en el artículo 27 se define la distribución de competencias entre la Administración Central y las Comunidades Autónomas y en el artículo 28 se establecen los principios por los que se regirá la recuperación de suelos contaminados y la responsabilidad de asumir el costo.

Algunas Comunidades Autónomas, ya han tomado iniciativas en la elaboración de Tablas de Valores de referencia:

En la Comunidad Autónoma de Madrid, como respuesta al decreto 326/1999 por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados de la Comunidad de Madrid (BOCM, 1999), se suscribió un convenio entre La Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid y el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) concluyendo en la publicación del informe "Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid" (de Miguel *et al.*, 2002).

En la Comunidad Autónoma de Andalucía, existe un convenio con Universidades andaluzas para definir, entre otros parámetros, los criterios y estándares para la declaración de un suelo contaminado en Andalucía (Llamas *et al.*, 2000).

En el País Vasco se definen tres (A, B y C) niveles de estándares de calidad llamados valores indicativos de evaluación (VIE) que se han determinado mediante el método de IHOBE (1993). El VIE A, corresponde a los contenidos naturales del suelo. Los VIE B y C, son consecuencia de la actividad antrópica, y derivarán en efectos nocivos sobre la salud humana y el Medio ambiente.

De acuerdo con esta tendencia, en este trabajo se pretende realizar un análisis del comportamiento de algunos elementos en los suelos vérticos, estableciéndose niveles de referencia basados en la relación entre el contenido en metales y las propiedades edáficas, como indican Vázquez-Garranzo (1999), y Pérez *et al.* (2000).

Los Vertisoles son una tipología de suelos con unas características muy peculiares, ya que por su composición mineralógica, se pueden comportar como reservorio para los elementos traza. A esta característica hay que añadirle el hecho de que en la provincia de Málaga, son suelos con una amplia repre-

sentación, y se dedican fundamentalmente al cultivo de cereales y leguminosas (Ortega, 1992; Asensio, 1993, y Castillo, 1999).

MATERIALES Y MÉTODOS

Métodos analíticos

Basándonos en los mapas de suelos de la zona (Aguilar *et al.*, 2002; Ortega *et al.* 1995, 1996 y 1997), y los trabajos de Asensio (1993), Buurman (1993) y Castillo (1999) se seleccionaron siete perfiles modales de las zonas vérticas de la provincia de Málaga. De cada perfil se tomaron cinco muestras representativas, una de cada intervalo de diez centímetros hasta cincuenta centímetros de profundidad.

Los datos topográficos se obtuvieron a través de los Mapas del Servicio Geográfico del Ejército (SEG) (1974-1988-1989-1992).

En la tabla 1 se recoge la clasificación de los suelos según ISS-ISRIC-FAO (1994) y según el sistema de clasificación Soil Taxonomy (Soil survey Staff, 1999). Las características morfológicas y analíticas se encuentran en los mapas de suelos de Ardales (Aguilar *et al.* 2002), Álora (Ortega *et al.*, 1995), Teba (Ortega *et al.*, 1996) y Colmenar (Ortega *et al.*, 1997), realizados en el marco del proyecto LUCDEME.

En el análisis se han usado técnicas espectroscópicas fundamentalmente, y además se ha empleado la técnica volumétrica para la determinación del contenido en materia orgánica (Walkley y Black, 1974) y la difracción de rayos X para el análisis mineralógico.

Se ha elegido la técnica de Difracción de rayos X (DRX) con objeto de determinar la mineralogía de los filosilicatos ya que una de las principales características de los Vertisoles es su alto contenido en arcillas hinchables. El equipo empleado es el modelo PW-1700 con el software APD de Philips.

Los elementos mayoritarios (Si, Al, Ca, Ti, Mn, K y Mg) se han determinado median-

TABLA 1. Localización y clasificación de los suelos (Asensio, 1993 y Castillo, 1999).

Suelo	Coordenadas UTM	Hoja Topográfica	Clasificación
1	30SUF443773	1052	Haploxerert hálico muy fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol sali-eútrico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).
2	30SUF474765	1052	Haploxerert crómico muy fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol orti-eútrico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).
3	30SUF438787	1038	Haploxerert crómico muy fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol orti-eútrico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).
4	30SUF863927	1039	Haploxerert crómico muy fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol orti-eútrico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).
5	30SUF733850	1039	Haploxerert típico muy fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol orti-eútrico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).
6	30SUF181827	1037	Haploxerert crómico fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol gypico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).
7	30SUF163836	1037	Haploxerert crómico muy fino esmectítico térmico (Soil Survey Staff, 1999). Vertisol orti-eútrico (ISS-ISRIC-FAO, 1994).

te Fluorescencia de rayos X previa fusión con tetraborato de litio. Se ha empleado el espectrómetro Philips modelo PW-1404, con tubo de Sc/Mo y software X-40. El sodio se ha analizado por emisión de llama mediante un espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer 1100, debido a que el límite de detección en fluorescencia es superior al obtenido por Absorción Atómica.

Los elementos minoritarios (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) se han analizado mediante espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) modelo Thermo Jarrel-Ash, ICAP-61. Previamente las muestras se sometieron a un tratamiento triácido ($\text{HF}+\text{HClO}_4+\text{HNO}_3$) hasta sequedad. El cadmio y el arsénico se encontraban en cantidades inferiores al límite de detección del equipo utilizado, por ello se ha elegido otra técnica más sensible para su determinación, como es la espectroscopía de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) usándose el modelo Renaissance de LECO.

Finalmente, el mercurio se ha determinado mediante espectroscopía de absorción atómica con vapor frío con el equipo Thermo Jarrel Ash Smith-Hieftje 8000.

Determinación de los valores de referencia

La determinación de los valores de referencia se ha realizado siguiendo la metodología propuesta por IHOBE (1993), según la cual se analiza la dependencia observada en la correlación de los elementos y los contenidos en arcilla y materia orgánica de los suelos.

En este estudio, se ha tenido en cuenta la correlación existente entre los elementos traza estudiados: arsénico, cadmio, cobalto, cromo, cobre, níquel, plomo, vanadio y cinc, y las propiedades edáficas implicadas en la retención-movilidad de los mismos en los suelos, es decir contenido en esmectita, materia orgánica, carbonatos y óxidos de aluminio, hierro y manganeso.

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

$$\text{VR} = \text{VP} + a \text{A} + b \text{B} + \dots + z \text{Z} \quad (\text{a})$$

donde:

- VR: es el valor de referencia.
- VP: es el valor medio del contenido del elemento traza en los suelos estudiados.
- A, B, ..., Z: corresponden a los valores medios de los parámetros edáficos considerados.

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

También se calcula el valor de referencia (VR) mediante la fórmula $VR=VP+2SD$, en la que VP es el valor medio y SD es la desviación típica del elemento traza. El valor de referencia propuesto es la media obtenida entre este valor y el obtenido en la ecuación (a). En los casos en que no se ha encontrado ninguna correlación significativa, se ha propuesto como valor de referencia el resultado de aplicar esta fórmula (IHOBE, 1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis mineralógico por DRX permite deducir que el componente mayoritario es la esmectita con un valor medio de 37%, seguido del cuarzo (23%) (Tabla 2). También son importantes los contenidos de caolinita y calcita, con un valor medio de 17% y 15% respectivamente, mica con un 6% y en menor grado feldespato potásico, plagioclasa y dolomita. Los suelos son bastante homogéneos en su composición excepto para la calcita, que

tiene un coeficiente de variación (CV) de 61% y la mica (58%).

En los elementos mayoritarios, expresados como óxidos, los contenidos más elevados corresponden a óxido de silicio y óxido de aluminio con valores medios de 51,6 % y 13,4% respectivamente (tabla 3), seguidos de óxido de calcio con un valor medio de 7,9% y óxido de hierro con 5,8%, óxido de magnesio y óxido de potasio con un contenido medio en torno al 1,5% y en menor proporción, inferior al 0,3%, óxido de manganeso, óxido de sodio y óxido de fósforo. Esta distribución de la composición está de acuerdo con los resultados obtenidos en el análisis mineralógico, ya que aluminio y silicio son los componentes mayoritarios de los filosilicatos. La distribución de los valores, como se puede comprobar observando el coeficiente de variación (tabla 3) es muy homogénea, excepto el calcio, como en el análisis mineralógico, es el que tiene la mayor dispersión, con un coeficiente de variación del 56%.

Entre los elementos minoritarios, el más abundante es el vanadio con un valor medio de 109 μgg^{-1} , seguido de cinc y cromo con valores medios de 93 y 92 μgg^{-1} respecti-

TABLA 2. Resumen estadístico del análisis mineralógico. N° casos <35, no ha sido detectado en todas las muestras.

	Esmectita	Caolinita	Mica	Cuarzo	Feldesp.K*	Plagioclasa*	Calcita	Dolomita*
Casos	35	35	31	35	6	33	35	17
Media($\mu\text{g g}^{-1}$)	37	17	6	23	2	2	15	1
Varianza	45	45	12	15	-	-	84	-
DT	7	7	4	4	-	-	9	-
Min($\mu\text{g g}^{-1}$)	21	7	2	15	1	1	4	1
Max($\mu\text{g g}^{-1}$)	54	30	15	31	3	4	31	2
Rango	33	23	13	16	2	3	27	1
CV	18	39	58	17	32	32	61	39

*Al ser un análisis semicuantitativo y el rango tan pequeño, los valores de Varianza y DT carecen de significado estadístico

TABLA 3. Resumen estadístico del contenido de elementos mayoritarios, materia orgánica y pérdida por calcinación.

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	TiO ₂	MnO	K ₂ O	MgO	Na ₂ O	P ₂ O ₅	ppc*	MO*
Casos	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Media(%)	51,60	13,40	5,8	7,9	0,73	0,15	1,50	1,70	0,24	0,16	16,80	1,25
Varianza	28,50	3,88	0,82	19,73	0,02	0,00	0,06	0,02	0,01	0,00	8,54	0,18
DT	5,34	1,97	0,90	4,44	0,13	0,06	0,24	0,15	0,09	0,02	2,92	0,43
Min(%)	41,58	9,89	4,32	3,13	0,53	0,08	0,95	1,43	0,12	0,11	13,63	0,66
Max(%)	58,31	16,61	7,19	15,25	0,93	0,22	2,02	1,98	0,49	0,12	22,33	2,10
Rango	16,52	6,72	2,87	12,13	0,40	0,15	1,07	0,55	0,36	0,09	8,70	1,44
CV	10	15	16	56	18	40	16	9	38	13	17	34

*ppc: pérdida por calcinación; MO: Materia Orgánica

vamente. Los siguientes en abundancia son: níquel, cobre, y plomo con 47, 39, 37 μgg^{-1} respectivamente, y cobalto con 17 μgg^{-1} (tabla 4) Los elementos que existen en las muestras en concentración más pequeña son arsénico con un valor medio de 3 μgg^{-1} y cadmio, que tan sólo ha sido posible detectarlo en 10 muestras con un contenido medio de 0,36 μgg^{-1} . El contenido de mercurio en todas las muestras fue inferior al límite de determinación del método que es 0,1 μgg^{-1} . La distribución es bastante homogénea, con la excepción del arsénico y el plomo que tienen los mayores coeficientes de variación, 50% y 44% respectivamente.

En la tabla 5 se detallan las ecuaciones de regresión lineal de cada elemento. Las ecuaciones de regresión lineal simple seleccionadas presentan un grado de significación

estadística superior al 99% en la matriz de correlación de Pearson. La ecuaciones de regresión lineal múltiple se han obtenido empleando el método de pasos sucesivos.

Los resultados del cálculo de los valores de referencia mediante los dos métodos explicados previamente se presentan en la tabla 6.

En la tabla 7 se recogen los valores de referencia propuestos en este trabajo, y se comparan con los de Cerceda y Torrelaguna propuestos por Vázquez-Garranzo *et al.* (2002); los de la Comunidad de Madrid, propuestos por de Miguel *et al.* (2002); los de Cataluña (Busquets, 1997) y Andalucía (Llamas *et al.*, 2000). Los valores de referencia propuestos para el País Vasco (IHOBE, 1993) se han calculado sustituyendo L y H por el valor medio de arcilla y materia orgánica

TABLA 4. Resumen estadístico del contenido de elementos minoritarios. N° casos <35, en algunas muestras el contenido es inferior al límite de determinación.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Casos	33	10	35	35	35	35	33	35	35
Media($\mu\text{g g}^{-1}$)	3,67	0,36	17	92	39	47	37	109	93
Varianza	3,34	0,00	6	143	56	32	266	261	147
DT	1,83	0,05	3	12	8	6	16	16,16	12
Min($\mu\text{g g}^{-1}$)	0,93	0,30	11	77	28	39	10	86	72
Max($\mu\text{g g}^{-1}$)	7,64	0,43	21	118	52	60	75	145	114
Rango	7,10	0,13	10	41	24	21	65	59	42
CV	50	14	14	13	19	12	44	15	13

TABLA 5. Ecuaciones de regresión. En todos los casos el grado de significación estadística es del 99%.

ECUACIÓN	r
Co= 6,61 + 0,28 Esmectita	0,817
Co= 11,85 + 32,97 MnO	0,746
Co= 12,52 + 3,40 MO	0,593
Co= 2,4 + 0,1 Esmectita + 31,3 MnO + 1,1 Fe ₂ O ₃	0,919
Cr= 70,3 + 1,1 Caolinita	0,704
Cr= 25,64 + 4,91 Al ₂ O ₃	0,809
Cr= 22,60 + 11,90 Fe ₂ O ₃	0,901
Cr= 108,6 - 2,2 CaO	0,801
Cr= 36,09 + 76,46 TiO ₂	0,814
Cr= 22,60 + 11,90 Fe ₂ O ₃	0,901
Cu= 15,17 + 0,65 Esmectita	0,585
Cu= 49,87 - 0,61 Caolinita	0,544
Cu= 23,28 + 106,22 MnO	0,785
Cu= -4,37 + 25,75 MgO	0,501
Cu= 25,53 + 10,91 MO	0,621
Cu=-16,8 + 99,4 MnO + 24,3 MgO	0,927
Ni= 31,15 + 0,44 Esmectita	0,517
Ni= 39,31 + 53 MnO	0,516
Ni= 42,8 + 64,9 MnO - 0,7 CaO	0,491
V= 84,67 + 1,33 Caolinita	0,597
V= 17,73 + 6,81 Al ₂ O ₃	0,830
V= 14,25 + 16,38 Fe ₂ O ₃	0,917
V= 129,6 - 2,6 CaO	0,711
V= 35,71 + 101,26 TiO ₂	0,797
V= 13,54 + 56,64MgO	0,511
V= -33,0 + 15,1 Fe ₂ O ₃ + 32,8 MgO	0,958
Zn= 74,43 + 1,03 Caolinita	0,567
Zn= 26,4 + 4,9 Al ₂ O ₃	0,831
Zn= 26,60 + 11,36 Fe ₂ O ₃	0,847
Zn= 108,58 - 2,04 CaO	0,747
Zn= 38,3 + 73,6 TiO ₂	0,812
Zn= 26,60 + 11,36 Fe ₂ O ₃	0,847

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

ELEMENTO	VR=VP+2SD ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Ec Regresión* ($\mu\text{g g}^{-1}$)	V.R.Propuestos ($\mu\text{g g}^{-1}$)
As	7		7
Cd	0,5		0,5
Co	22	28	25
Cr	116	148	132
Cu	54	76	65
Ni	58	57	58
Pb	69		69
V	141	214	178
Zn	117	147	132

*Para arsénico, cadmio y plomo no se ha encontrado correlación significativa con ninguna de las variables estudiadas.

TABLA 7. Comparación entre los valores de referencia propuestos y otros existentes en España, expresados en ($\mu\text{g g}^{-1}$).Torrelaguna y Cerceda (Vázquez-Garranzo, 199); Comunidad Autónoma de Madrid (De Miguel et al, 2002); Cataluña (Busquets, 1997); País Vasco (IHOBE, 1993) y Andalucía (Llamas et al 2000).

	Vertisoles Málaga	Cerceda	Torrelaguna	Comunidad Autónoma de Madrid	Cataluña	País Vasco	Andalucía pH>7
As	7	-	-	10	5	23	20
Cd	0,5	-	-	0,12	1,5	0,8	3
Co	25	-	9	7	10	25	50
Cr	132	172	37	22	-	62	100
Cu	65	37	-	14	55	29	100
Ni	58	-	-	8	49	49	50
Pb	69	48	40	22	70	45	200
V	178	20	51	25	-	-	-
Zn	132	270	39	52	178	124	300

respectivamente en los suelos estudiados. Se puede comprobar que en general los valores propuestos son muy diferentes en cada trabajo, por ejemplo el cinc con valores propuestos de $178 \mu\text{gg}^{-1}$ en Vertisoles de Málaga, $270 \mu\text{gg}^{-1}$ en Cerceda, $39 \mu\text{gg}^{-1}$ en Torrelaguna, $52 \mu\text{gg}^{-1}$ en la Comunidad de Madrid, $178 \mu\text{g g}^{-1}$ en Cataluña, $124 \mu\text{gg}^{-1}$ en el País Vasco y $300 \mu\text{gg}^{-1}$ en Andalucía en suelos con $\text{pH}<7$. También destaca el valor de vanadio de $178 \mu\text{gg}^{-1}$, bastante más alto que el de Cerceda ($20 \mu\text{gg}^{-1}$), Torrelaguna ($51 \mu\text{gg}^{-1}$) y Comunidad Autónoma de Madrid ($25 \mu\text{gg}^{-1}$). Estas diferencias son lógicas, ya que no se debe generalizar para todas las zonas, debido a que estos valores van a depender del material original del suelo en cada caso, de los procesos de meteorización del mismo, etc. Así podemos destacar que los valores propuestos para Vertisoles de la provincia de Málaga están por debajo de los propuestos para Andalucía, excepto el cromo y el níquel. En estos dos elementos, se proponen en Vertisoles de Málaga valores de 132 y $58 \mu\text{gg}^{-1}$ respectivamente, mientras que en suelos andaluces con $\text{pH} >7$ se propone 100 y $50 \mu\text{gg}^{-1}$ respectivamente. Sin embargo el resto de los valores propuestos, especialmente arsénico y plomo (7 y $69 \mu\text{gg}^{-1}$ respectivamente) son más bajos que los

fijados para suelos andaluces con $\text{pH}>7$ (20 y $200 \mu\text{gg}^{-1}$ respectivamente). Esta discrepancia tiene su explicación en que este estudio está realizado para un tipo de suelo formado sobre un determinado material original, mientras que para suelos andaluces se han tenido en cuenta todas las tipologías que existen en la Comunidad Autónoma por lo tanto estos últimos incluyen un espectro más amplio de aplicación.

CONCLUSIONES

1. En los suelos objeto de este estudio, la esmectita es el mineral de la arcilla más abundante, con un valor medio de 37% . También es significativa la presencia de caolinita, distinguiéndose dos grupos de suelos en base al contenido de la misma: los suelos con un porcentaje medio superior al 20% y los suelos en los que el contenido de caolinita es inferior al 10% .

2. En los Vertisoles estudiados los elementos traza se encuentran fundamentalmente asociados a los minerales de la arcilla.

3. Los valores de referencia propuestos en este trabajo para Vertisoles de la zona estudiada en la provincia de Málaga, están por debajo de los indicados para Andalucía,

excepto cromo y níquel que son más altos, con 132 y 58 μgg^{-1} respectivamente, sobre todo en comparación con los suelos andaluces de $\text{pH} > 7$, en los que se proponen los valores de 100 y 50 μgg^{-1} respectivamente.

REFERENCIAS

- Aguilar Ruiz, J., Fernández García, J., Sánchez Garrido, J.A., Rodríguez Rebollo, T y Fernández Ondoño, E. (2002): Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1038, escala 1:100.000. Ardales. Málaga. Proyecto LUCDEME.
- Asensio, C. (1993): Génesis, degradación y evaluación de suelos vérticos en la hoja de Álora (1052). Málaga. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 391 p.
- BOE (1995): Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (1995-2005). Boletín oficial del Estado nº 114 (13-05-95). Madrid.
- BOE (1998): Ley de residuos. Boletín Oficial del Estado nº 122 (Ley 10/1998 de 22-05-98). Madrid.
- BOCM (1999): Régimen jurídico de los suelos contaminados en la Comunidad de Madrid. Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid. Decreto 326/1999, 25-11-99. Madrid.
- Busquets, E. (1997): Guía de Evaluación de la Calidad del Suelo. Criterios provisionales de Calidad del Suelo en Cataluña. Departamento de Medio Ambiente de la Junta de Residuos de la Generalitat de Catalunya.
- Buurman, P. (1993): Soil of Alora region. En Introduction to the field training project "Sustainable land use" in Alora-Spain. Ed. Wageningen Agricultural University. pp. 19-26. The Netherlands.
- Castillo, M. (1999): Tipología, mineralogía y geodinamia de elementos traza en Vertisoles del Sur de Andalucía. Tesis de Licenciatura. 115 p. Universidad de Granada.
- CE (2002): Comunicación de la Comisión de las Comunidades Europeas al Consejo, el Parlamento europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones. *Hacia una estrategia temática para la protección del suelo* COM/2002/0179 final.
- CEE (1991): Estrategia comunitaria de gestión de residuos. Comunidad Económica Europea. Directiva 91/156/CEE Bruselas.
- Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Río de Janeiro, 1992.
- De Miguel, E., Callaba, A., Arranz, J.C., Cala, V., Chacón, E., Gallego, E., Alberruche, E., Alonso, C., Fdez.-Cantelli, P., Iribarren, I. y Palacios, H. (2002): Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Medio ambiente. Terrenos contaminados; nº2. Pp 167.
- IHOBE (1993): Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan Director para la protección del suelo. Gobierno Vasco.
- ISSS-ISRIC-FAO (1994): World Reference Base for Soil Resources. Draft. Wageningen/ Rome.
- Llamas, J.M., Hervás, L., Martínez Escriche, F. y Otero, F. (2000): Suelos contaminados. Medioambiente. Nº 34. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 54-57.
- Logorburo, I. (2001): Ponencia en Curso sobre técnicas de estudio y recuperación de suelos contaminados. Fundación para el fomento de la innovación industrial, Madrid.
- NMHSPE (1991): Netherlands Ministry of Housing Physical Planning and Environment Directorate-General for Environmental Protection.

- Environmental Quality Standards for soil and water.
- NMHSPE (1994): Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment Directorate-General for Environmental Protection. Department of soil protection. Intervention values and target values- soil quality standards.
- Ortega, E. (1992): Características de los suelos vérticos en la provincia de Málaga. Memoria (inédita). Universidad de Granada.
- Ortega, E., Sierra, C., Saura, I., Asensio, C., Roca, A., e Iriarte, A.(1995): Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1052, escala 1:100.000. Álora. Málaga. Proyecto LUCDEME. Serv. Public. Univer. Granada.
- Ortega, E., Asensio, C., Saura, I., Lozano, J., Martínez, J. y Quirantes, J. (1996): Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1037, escala 1:100.000. Teba Málaga. Proyecto LUCDEME. Ed. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada, pp. 78.
- Ortega, E., Sierra, C., Martínez, J., Asensio, C., Saura, I., y Roca, A.(1997): Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1039, escala 1:100.000. Colmenar. Málaga. Proyecto LUCDEME. Organismo Autónomo. Parques Nacionales. Madrid, pp. 77.
- Pérez, L., Moreno, A.M. y González, J. (2000): Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. *Edafología*, 7-3: 113-120.
- Servicio Geográfico del Ejército (1974): Hoja topográfica 1052. Álora(Málaga). E 1:50.000 Public. Servicio Geográfico del Ejército. 3ª Edición. Madrid.
- Servicio Geográfico del Ejército (1988): Hoja topográfica 1037. Teba(Málaga). E 1:50.000 Public. Servicio Geográfico del Ejército. 3ª Edición. Madrid.
- Servicio Geográfico del Ejército (1989): Hoja topográfica 1039. Colmenar(Málaga). E 1:50.000 Public. Servicio Geográfico del Ejército. 3ª Edición. Madrid.
- Servicio Geográfico del Ejército (1992): Hoja topográfica 1038. Ardales(Málaga). E 1:50.000 Public. Servicio Geográfico del Ejército. 3ª Edición. Madrid.
- Soil Survey Staff (1999). Soil Taxonomy. 2ª Ed. Agriculture Handbook nº 436. Pp 869. Washington.
- Vázquez-Garranzo, I. (1999): Niveles de fondo y valores de referencia de elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid, desarrollados sobre material granítico y calizo. Memoria de Licenciatura. F. Farmacia. Universidad Complutense. Madrid.
- Vázquez-Garranzo, I; Martín Rubí, J.A.; Moreno García, A.M. y González Parra, J. (2002): Calculation of reference values of trace elements in soils in the Community of Madrid (Spain). En *Man and Soil at the Third Millenium*. Third International Congress of the European Society for Soil Conservation. Ed: J.L.Rubio, R.P.C. Morgan, S.Asins y V. Andreu. Logroño. España. Pp 1675-1684.
- Walkley, A. y Black, I.A. (1974): A critical examination of rapid method for determinig organic carbon in soils. *J.Soil Sci.* 63,251-254.

POTASIO EN SUELOS DE GALICIA Y SU RELACIÓN CON LA MINERALOGÍA

C. LÓPEZ MATEO, E. ÁLVAREZ, M.L. FERNÁNDEZ MARCOS

Universidad de Santiago de Compostela. Departamento Edafología y Química Agrícola. Escuela Politécnica Superior. 27002 Lugo. España.

Abstract. Various forms of potassium were determined in A and B horizons from soils developed from different parent materials (granite, Villalba schist, Órdenes schist, slate, amphibolite and serpentinite) in Galicia (NW Spain). Soluble and exchangeable potassium were higher in surface than in subsurface horizons (0,9 and 0,6 respectively mmol/kg average soluble potassium; 2,9 and 1,9 respectively mmol/kg average exchangeable potassium). Non-exchangeable potassium was generally higher than soluble and exchangeable potassium and ranged widely (from 0 to 64,6 mmol/kg). This variability was not related to depth but to type of parent material, clay mineralogy and soil use. The highest non-exchangeable potassium concentrations were found in soils developed from schists, particularly in those with hydroxy-Al vermiculites or interstratified mica-vermiculite and in fertilised soils.

Keywords: potassium, soluble potassium, exchangeable potassium, non-exchangeable potassium, hydroxy-Al vermiculite, interstratified minerals

Resumen. Se estudiaron distintas formas de potasio en horizontes A y B de suelos de Galicia desarrollados sobre distintos materiales originales: granitos, esquistos de Villalba, esquistos de Órdenes, pizarras de Guntín, anfíbolitas y serpentinitas. Los horizontes superficiales presentan mayor cantidad de potasio soluble y potasio de cambio que los subsuperficiales (valores medios de 0,9 y 0,6 mmol/kg, respectivamente, para el potasio soluble y 2,9 y 1,9 mmol/kg para el potasio de cambio). El contenido de potasio no cambiante es generalmente mayor que los de potasio soluble y de cambio y muestra una gran variabilidad (entre 0 y 64,6 mmol/kg), no estando relacionado con la profundidad del horizonte y sí con el tipo de material original, la mineralogía de la fracción arcilla y el uso del suelo. Los mayores valores de potasio no cambiante se presentan en suelos desarrollados sobre esquistos, en particular los que poseen vermiculitas hidroxialumínicas e interestratificados y los que han recibido fertilización.

Palabras clave: potasio, potasio soluble, potasio de cambio, potasio no cambiante, vermiculitas hidroxialumínicas, minerales interestratificados.

INTRODUCCIÓN

Los bajos contenidos de potasio asimilable son con frecuencia un factor limitante de la producción agrícola en suelos gallegos (Calvo *et al.*, 1992), particularmente en aque-

llos que presentan alta capacidad de fijación de potasio o para cultivos (como la patata) altamente exigentes en este nutriente.

La mayor parte del potasio del suelo se encuentra formando parte de las redes cristalinas de minerales primarios o secun-

darios (Sparks y Huang, 1985). Junto a estas formas difícilmente movilizables, el potasio está presente en la disolución del suelo, en el complejo de cambio y en posiciones en las que es lentamente cambiante, además de formar parte de la materia orgánica del suelo. El K soluble y el K de cambio se consideran generalmente las formas disponibles para las plantas. Otras formas no disponibles pueden transformarse lentamente en formas asimilables, constituyendo reservas a medio o largo plazo (Jackson, 1964; Sparks y Huang, 1985). La concentración de potasio en la disolución del suelo y la capacidad tampón del mismo determinan el suministro de potasio a las plantas (Barber, 1984). El diagnóstico de la fertilidad potásica de los suelos se basa habitualmente en el potasio de cambio; sin embargo, el potasio no cambiante contribuye con frecuencia de forma significativa a la nutrición de las plantas (Bertsch y Thomas, 1985; Schneider, 1997).

La disponibilidad del potasio en los suelos está condicionada en gran medida por la mineralogía, que, a su vez, depende considerablemente del material original.

El presente trabajo tiene como objetivo determinar los contenidos de distintas formas de potasio en suelos representativos de Galicia desarrollados a partir de distintos materiales originales y relacionar estos contenidos con la mineralogía de la fracción arcilla y el uso del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización de este ensayo se tomaron muestras de horizontes A y B de suelos de Galicia desarrollados sobre distintos materiales de partida: granito, esquistos de Villalba, esquistos de Órdenes, pizarras de Guntín, anfibolitas y serpentinitas. Los datos generales de los perfiles estudiados se presentan en la Tabla 1.

Determinación de distintas formas de potasio

El potasio soluble se determinó por extracción de 3 g de suelo con 30 ml de CaCl_2 0,01 M, durante 12 horas, en un agitador rotatorio.

El potasio de cambio se determinó por desplazamiento con NH_4Cl 1M sin tamponar (Peech *et al.*, 1947).

Para la determinación del potasio no cambiante se usó el método de Knudsen *et al.*, (1982), consistente en la extracción de 2,5 g de suelo con 25 ml de HNO_3 1M a ebullición durante 10 minutos. El potasio no cambiante se calcula como la diferencia entre el determinado en este extracto y el potasio de cambio.

En todos los casos, el potasio se determinó en los extractos por espectrofotometría de emisión de llama.

La mineralogía de la fracción arcilla se estudió mediante difracción de rayos X, utilizando las técnicas de polvo cristalino y agregado orientado, en un difractómetro Philips modelo PW 1710/30, que utiliza la radiación K_α del cobre y filtro de níquel.

El análisis de varianza y comparación de medias se llevó a cabo mediante el programa SPSS 10 para Windows.

RESULTADOS

Potasio soluble.

Las concentraciones de potasio soluble oscilan entre un valor máximo de 2,2 y un valor mínimo de 0,05 mmol/kg para horizontes superficiales mientras que en horizontes subsuperficiales oscilan entre 1,02 y 0,4 mmol/kg (Tabla 2).

La concentración de potasio soluble disminuye en general de los horizontes superficiales a los profundos (Fig.1), como ocurre habitualmente con las concentraciones de cationes alcalinos y alcalinotérreos en la disolución del suelo (Fernández Marcos *et al.*, 1980; Calvo *et al.*, 1987; Fernández Marcos y Macías, 1987). Pal *et al.* (1999) encon-

TABLA I. Datos generales de los perfiles estudiados

Perfil	Material original	Localización	Clasificación FAO (1990)	Horizonte	Profundidad (cm)	pH H ₂ O	Uso
G1	Granito	Castroverde (Lugo)	Cambisol húmico	A (*) Bw (*) C	0-21 21-50 >50	4,77 4,87	Robledal
G2	Granito	Cervo (Lugo)	Regosol úmbrico	A (*) C	0-25 >25	4,66	Prado
A1	Anfibolita	Arzúa (A Coruña)	Alisol úmbri- co	A (*) Bt ₁ (*) Bt ₂ (*) C	0-35 35-60 60-120 >120	5,00 5,15 4,97	Prado
A2	Anfibolita	Arzúa (A Coruña)	Andosol úmbrico	A (*) Bw (*) C	0-25 25-55 >55	5,10 4,69	Pinar
E1	Esquisto de Villalba	O Picato (Lugo)	Cambisol húmico	A (*) Bw (*) C	0-50 50-105 >105	5,50 5,15	Matorral
E2	Esquisto de Villalba	O Picato (Lugo)	Cambisol húmico	A (*) Bw (*) C	0-20 20-65 >65	6,14 5,28	Prado
EO1	Esquisto de Ordenes	O Pino (A Coruña)	Cambisol húmico	A (*) Bw (*) C	0-45 45-90 >90	4,81 4,86	Frondosas
P1	Pizarra	Guntín (Lugo)	Leptosol úmbrico	A (*) R	0-20 >20	4,61	Matorral
P2	Pizarra	Montecalvo (Lugo)	Leptosol úmbrico	A (*) R	0-25 >25	4,94	Matorral
S1	Serpentinita	Melide (A Coruña)	Leptosol úmbrico	A (*) R	0-25 >25	6,62	Matorral
S2	Serpentinita	Melide (A Coruña)	Regosol úmbrico	A (*) R	0-100 >100	4,79	Prado

G: Suelos desarrollados sobre granitos

A: Suelos desarrollados sobre anfibolitas

E: Suelos desarrollados sobre esquistos de la serie de Villalba

EO: Suelos desarrollados sobre esquistos de la serie de Ordenes

S: Suelos desarrollados sobre serpentinitas

P: Suelos desarrollados sobre pizarras

(*): Horizontes utilizados en el ensayo

TABLA 2. Valor medio y rango de diferentes formas de potasio (mmol K/kg) para 11 horizontes superficiales y 7 horizontes subsuperficiales

Formas de K	Horizontes superficiales		Horizontes subsuperficiales	
	Valor medio	Rango	Valor medio	Rango
K soluble	0,9	0,05-2,2	0,6	0,4-1,0
K cambiante	2,9	1,0-4,8	1,9	1,1-2,5
K no cambiante	14,6	0-64,6	20,1	4,9-28,1

traron también una disminución de potasio soluble de los horizontes superficiales a los profundos en suelos del Suroeste de Australia con altos contenidos en feldespatos y micas. Estos autores obtienen como valor medio 0,41 mmol/kg para horizontes superficiales y 0,13 mmol/kg para horizontes subsuperficiales, siendo sus valores inferiores a los del presente trabajo.

Rubio y Gil-Sotres. (1997) estudiaron 50 horizontes superficiales de Inceptisoles de Galicia, desarrollados sobre distintos materiales originales, obteniendo un valor medio de 0,36 mmoles/kg para el potasio soluble.

Potasio de cambio

Los datos muestran que las concentraciones de potasio de cambio varían dentro de un pequeño rango, con un valor medio de 2,9 mmol/kg para horizontes superficiales y 1,9 mmol/kg para horizontes subsuperficiales (Tabla 2). En horizontes superficiales oscila entre 1,0 y 4,8 mmol/kg mientras que para horizontes subsuperficiales oscila entre 1,1 y 2,5 mmol/kg. Lo mismo que el potasio soluble, disminuye de los horizontes superficiales a los profundos.

En el caso del potasio de cambio, Pal *et al.* (1999) también publican valores más bajos que los del presente trabajo, con un valor medio de 1,5 mmol/kg para horizontes superficiales y 1,1 mmol/kg para horizontes subsuperficiales. El valor medio publicado por Rubio y Gil-Sotres., (1997) es de 2,77 mmoles/kg, muy similar al del presente trabajo.

Potasio no cambiante

Los datos muestran que las concentraciones de potasio no cambiante oscilan entre 0 y 64,6 mmol/kg para horizontes superficiales, mientras que para horizontes subsuperficiales oscilan entre 4,9 y 28,1 mmol/kg. A diferencia de las formas más lábiles de K (soluble y de cambio), no hay una tendencia definida de variación de K no cambiante entre los horizontes superficiales y subsuperficiales.

Generalmente los contenidos de K no cambiante son considerablemente más altos que los de potasio soluble y de cambio. Se exceptúan los dos suelos sobre pizarras y el menos evolucionado de los suelos sobre serpentinitas (Fig. 1).

Pal *et al.* (1999) publican valores medios de K no cambiante de 1,8 mmol/kg para los superficiales y 1,3 mmol/kg para los horizontes subsuperficiales, valores también inferiores a los del presente estudio y considerablemente más altos que los contenidos correspondientes de K soluble y de cambio. El valor medio presentado por Rubio y Gil-Sotres. (1997) es de 7,85 mmol/kg.

Discusión

En los dos suelos sobre pizarras, el análisis de difracción de rayos X pone de manifiesto la existencia de vermiculitas hidroxialumínicas y/o interstratificados illita-vermiculita. Estos minerales deben proporcionar al suelo la capacidad de retener potasio en forma fijada (no cambiante). La escasez o ausencia de potasio no cambiante en estos

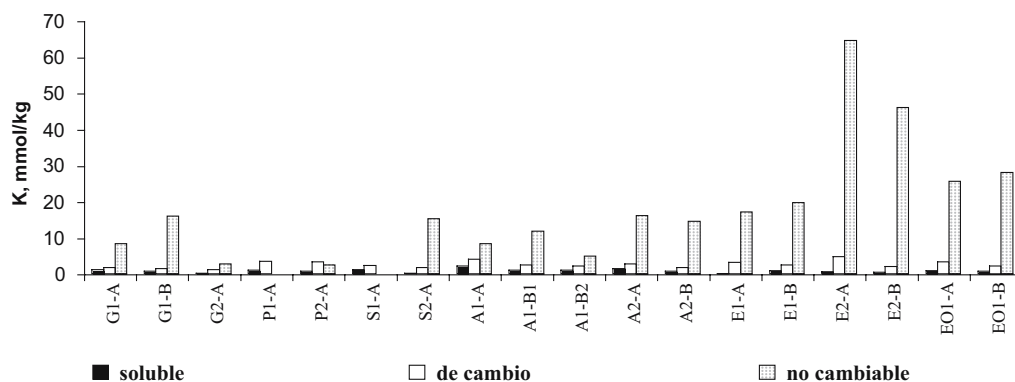


FIGURA 1. Formas de potasio en los horizontes estudiados.

suelos se interpreta como consecuencia de la escasez de distintas formas de potasio. Se trata de suelos ácidos (pH en agua 4,61 y 4,94), sometidos a importante lixiviación. Son suelos de monte, que no reciben fertilización. El K del suelo debe provenir mayoritariamente de la descomposición de la materia orgánica, que es abundante (son los más ricos en C orgánico de los suelos estudiados). Los bajos contenidos de K en el suelo corresponden principalmente a formas lábiles (soluble y cambiabile), procedentes de la descomposición de la materia orgánica. En resumen, la ausencia de K no cambiabile resulta, no de la ausencia de posiciones de adsorción (existen vermiculitas e interestratificadas), sino de la carencia general de K en el suelo.

El suelo S1 es un suelo poco evolucionado desarrollado sobre serpentinitas. La escasa evolución se pone de manifiesto por la existencia únicamente de un horizonte A de poco espesor (25 cm), que descansa sobre la roca alterada, por el valor relativamente alto de pH (pH- H₂O = 6,62) y por el alto contenido de Mg de cambio (159 mmol/kg). En este caso, la ausencia de K no cambiabile debe atribuirse fundamentalmente a la pobreza en K del material original. Además el mineral interestratificado presente en cantidades traza

es indudablemente de tipo magnésico y no aluminico; el predominio absoluto de Mg sobre K en el complejo de cambio elimina toda posibilidad de que el K desplace al Mg de las intercapas de este mineral.

Por el contrario, el suelo S2, desarrollado también sobre serpentinitas, es un suelo muy evolucionado. Este hecho se pone de manifiesto por la profundidad del suelo (más de 100 cm), el pH ácido (pH-H₂O = 4,79) y el claro predominio del Al en el complejo de cambio. El análisis de difracción de rayos X pone da manifiesto la presencia de vermiculita, que en este caso debe ser hidroxialumínica, que proporciona posiciones para la fijación de K. Este suelo presenta un contenido de K no cambiabile que, sin ser muy elevado, es alto en relación con el suelo S1 y con los contenidos de K lábil en este mismo suelo. El uso de este suelo es una pradera, por lo que se puede presumir que ha recibido fertilización, dada la infertilidad natural de los suelos sobre serpentinitas. El predominio del K no cambiabile sobre el cambiabile indica que una parte considerable del potasio aportado como fertilización ha sido fijado por la arcilla.

Resulta destacable la diferencia entre los contenidos de K no cambiabile de los perfiles G1 y G2, ambos desarrollados sobre

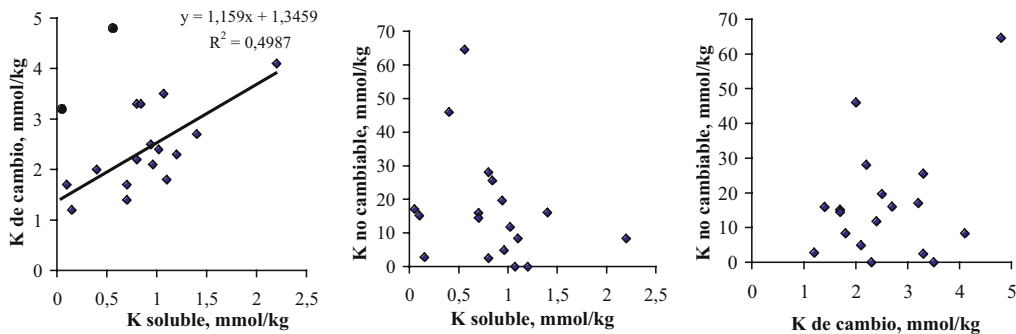


FIGURA 2. Relación entre las distintas formas de potasio estudiadas.

granito. Los dos perfiles presentan en su fracción arcilla ilitas degradadas (vermiculitas hidroxialumínicas en G1, vermiculitas e interestratificados en G2), que proporcionan posiciones para la fijación de K. El mayor contenido de K no cambiabile en el suelo G1 se interpreta como resultado de un enriquecimiento en K de los horizontes superficiales de este suelo, que sostiene un robleal antiguo. La vegetación arbórea juega un papel importante en la traslocación de potasio del horizonte C, rico en minerales primarios, al horizonte A, al que se incorpora por la deposición de hojarasca. Una parte importante de este potasio incorporado al horizonte A (y que alcanza, por percolación, el horizonte B) es fijado en las intercapas de minerales vermiculíticos. El perfil G2 es, aparentemente, más pobre en potasio, lo que se traduce en un menor contenido de K no cambiabile.

Los perfiles G1, S2, A1, A2 y E1 presentan contenidos similares de potasio no cambiabile. Todos ellos muestran, según el análisis de difracción de Rayos X, la presencia en su fracción arcilla de vermiculitas hidroxialumínicas y, en algún caso, interestratificados, que proporcionan las posiciones para la fijación de potasio.

El suelo E2 presenta los mayores valores de K no cambiabile. Presenta una mineralogía de la arcilla similar a la del suelo E1 pero, a diferencia de éste, que es un suelo "a monte",

el E1 está dedicado a prado. El alto contenido de K no cambiabile en este caso procede presumiblemente del K aportado como fertilizante.

El suelo desarrollado sobre esquistos de Órdenes (EO1) ocupa el segundo lugar en cuanto a contenido de K no cambiabile. La presencia de vermiculitas e interestratificados, junto con los elevados contenidos de arcilla y limo, explican su capacidad de fijación de K.

Considerando todo el conjunto de muestras, se encuentran diferencias significativas, al nivel de confianza del 95%, para el potasio de cambio entre los horizontes superficiales (media 2,90 mmol/kg) y los subsuperficiales (media 1,90 mmol/kg).

Teniendo en cuenta el tipo de material, se encuentran diferencias significativas, al nivel de confianza del 95% (test de Tukey), para el potasio no cambiabile, presentando el valor más alto los esquistos de Villalba (valor medio 36,85 mmol/kg) y el más bajo, las pizarras (valor medio 1,25 mmol/kg). Los bajos valores de K no cambiabile en los suelos de pizarra resultan de la escasez de potasio en el material original. El valor medio elevado para los suelos derivados de esquistos de Villalba se relaciona con la presencia de vermiculitas hidroxialumínicas e interestratificados.

Se estudiaron las correlaciones entre las tres formas de potasio. Se encontraron correlaciones significativas ($P < 0,01$) entre

el potasio cambiante y el potasio soluble, mientras que entre el potasio cambiante y el no cambiante y entre el potasio no cambiante y el soluble no se obtuvieron correlaciones significativas (Fig. 2). El coeficiente de correlación que se obtuvo entre el potasio cambiante y el potasio soluble fue $r = 0,706$, si se exceptúan dos horizontes (E1A y E2A), que se apartan de la tendencia general.

La buena correlación entre el K soluble y de cambio refleja la facilidad con que se alcanza el equilibrio entre estas dos formas de K. Del mismo modo, la ausencia de equilibrio entre K no cambiante y K cambiante explica la falta de correlación.

CONCLUSIONES

Los suelos estudiados, representativos de suelos no cultivados de Galicia, presentan, en general, contenidos de potasio no cambiante significativamente más altos que los contenidos de potasio más lábil (soluble y de cambio). Este potasio no cambiante, moderada a escasamente disponible para las plantas, constituye una reserva de fertilidad a medio plazo. Se exceptúan de este comportamiento general los suelos derivados de pizarras, un suelo derivado de granito y un suelo derivado de serpentinita, que presentan muy bajos contenidos de potasio no cambiante.

Los contenidos de potasio no cambiante varían ampliamente, no estando esta variabilidad relacionada con la profundidad del horizonte y sí con el tipo de material original, la mineralogía de la fracción arcilla (presencia de vermiculitas hidroxialumínicas e interestratificados) y el uso del suelo.

Todos los suelos estudiados presentan un enriquecimiento en las formas más lábiles de potasio (soluble y de cambio) en los horizontes superficiales.

Existen correlaciones significativas entre los contenidos de potasio soluble y de cambio, como era de esperar, mientras que el

potasio no cambiante no se correlaciona con las formas más lábiles.

REFERENCIAS

- Barber, S.A. (1984). *Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach*. J. Wiley & Sons. New York. USA.
- Bertsch, P.M.; Thomas, G.W. (1985). Potassium status of temperate region soils. En: R.D. Munson (ed.) *Potassium in Agriculture*, pp. 131-162. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
- Calvo, R.; Fernández Marcos, M. L.; Veiga, M.A. (1987). Composición de la solución del suelo en medios naturales de Galicia. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 46, 621-641.
- Calvo, R.; Macías, F.; Riveiro, A. (1992). *Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña*. Diputación Provincial de La Coruña. La Coruña. España.
- Fernández Marcos, M.L.; Macías, F. (1987). Variación estacional de la composición de la disolución de suelos de Galicia en relación con el tipo de horizonte y material original. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 46, 53-65.
- Fernández Marcos, M.L.; Macías, F.; Guitián Ojea, F. (1980). Estudio comparativo de dos métodos de obtención de la solución del suelo, aplicación al estudio de la solución de suelos podsólicos de Galicia. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 39, 1587-1607.
- Jackson, M.L. (1964). Chemical composition of soils. En: F.E. Bear (ed.) *Chemistry of the soil*, pp. 77-141. Van Nostrand Reinhold, New York, USA.
- Knudsen, D.; Peterson, G.; Pratt, P. (1982). Lithium, sodium, and potassium. En: Page et al. (eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, pp. 225-246. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.

- Pal, Y.; Wong, M.T.F.; Gilkes, R.J. (1999). The forms of potassium and potassium adsorption in some virgin soils from South-Western Australia. *Aust. J. Soil Res.* 37, 695-709.
- Peech, L.; Alexander, L.T.; Dean, L.A. (1947). Methods of Soil Analysis for Soil Fertility Investigations. USDA Cir. n° 757.
- Rubio, B.; Gil-Sotres, F. (1997). Distribution of four major forms of potassium in soils of Galicia. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28, 1805-1816.
- Schneider, A. (1997). Release and fixation of potassium by a loamy soil as affected by initial water content and potassium status of soil samples. *Eur. J. Soil Sci.* 48, 263-271.
- Sparks, D.L.; Huang, P.M. (1985). Physical chemistry of soil potassium. En: R.D. Munson (ed.) *Potassium in Agriculture*, pp. 201-276. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.

BIODISPONIBILIDAD DE METALES EN SUELOS Y ACUMULACIÓN EN PLANTAS EN EL ÁREA DE TRÁS-OS-MONTES (NE PORTUGAL): INFLUENCIA DEL MATERIAL ORIGINAL

J. DIEZ LÁZARO, P. KIDD, C. MONTERROSO

Dpto. de Edafología e Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago. edcarmel@lugo.usc.es

Abstract. Phytoremediation techniques are now considered to be promising alternatives to conventional techniques for the remediation of metal contaminated soils. Further biogeochemical surveys and plant screenings are necessary in order to identify new species for such applications. The influence of soil forming rocks on heavy metal contents, fractionation and bioavailability in soils, as well as on heavy metal accumulation in plant, was studied in this paper. Rocks, soils and plants from six sites with several lithologies (serpentinites, peridotites, granulites, migmatites, and schists) of the Trás-os-Montes region (NE Portugal) were sampled. Total contents of Mn, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, and Pb were analyzed. Additionally, both metal fractionation and metal bioavailability were determined in soil samples. Metal accumulation in plants was compared with the Ni hyperaccumulator *Alyssum serpyllifolium* Desf subsp. *Lusitanicum*, an endemic species from the region. Ultrabasic rocks, specially serpentinite, showed the highest concentration of Ni, Cr y Co, basic rocks (granulites) showed the highest concentration of Cu, Zn, and Mn, and acid rocks (schist) showed the highest concentration of Pb. Total content of these metals in soil samples was related with metals in parent rock, but this was not true for metal bioavailability. Heavy metal uptake and accumulation in plant depended on the plant species and edaphic conditions at its provenance. Three species (*C. ladanifer*, *L. stoechas*, y *T. mastichina*) showed an ability to bioaccumulate the metals Cr, Mn and Zn in their aboveground parts, so that they could have potential for phytoremediation technologies such as phytoextraction.

Key words. Biogeochemistry of heavy metal, bioavailability, phytoremediation, serpentinitic soils

Resumen. Actualmente se reconoce que las técnicas de *fitocorrección* (uso de plantas para la descontaminación de suelos) son alternativas prometedoras a las técnicas clásicas de limpieza de suelos contaminados con metales pesados. Sin embargo, el avance de estas técnicas todavía requiere la realización de estudios biogeoquímicos y la búsqueda de nuevas especies vegetales adecuadas para este propósito. En este trabajo se estudia la influencia del material de partida sobre el contenido, fraccionamiento y biodisponibilidad de metales pesados en suelos y su acumulación en plantas. Para ello se recogieron muestras de roca, suelos y plantas en seis localizaciones del área de Tras Os Montes (NE Portugal) con distintas litologías (serpentinitas, peridotitas, granulitas, migmatitas y esquistos). En todas las muestras se analizó el contenido total de Mn, Cr, Ni, Co, Cu, Zn y Pb y en las de suelos se realizó, además, un fraccionamiento químico de estos metales y se determinó su biodisponibilidad. La acumulación de metales por las plantas se comparó con *Alyssum serpyllifolium* Desf subsp. *Lusitanicum*, una planta hiperacumuladora de Ni endémica de esta región. Las mayores concentraciones de Ni, Cr y Co se asociaban con las rocas de composición ultrabásica, especialmente las que presentaban rasgos de serpentinización; Cu, Zn y Mn se asociaban con las rocas de composición básica (granulitas) y Pb con las rocas ácidas, especialmente con

los esquistos. El contenido total de estos metales en el suelo, pero no su biodisponibilidad, reflejaba de forma general el contenido metálico en los materiales originales. Los patrones de absorción y acumulación de estos metales en planta variaban en función de la especie vegetal y de las condiciones edáficas de su procedencia. Tres de las especies estudiadas (*C. ladanifer*, *L. stoechas*, y *T. mastichina*) presentaban la capacidad de acumular Cr, Mn y Zn en su biomasa aérea, lo que sugiere que podrían ser consideradas para su uso en *fitoextracción* en suelos contaminados con estos metales.

Palabras clave. Biogeoquímica de metales pesados, biodisponibilidad, fitocorrección, suelos sobre serpentinitas.

INTRODUCCIÓN

La geoquímica de las rocas ejerce el control primario en el contenido y distribución de los metales pesados en la mayor parte de la superficie terrestre, con notables excepciones en las áreas contaminadas por la actividad humana (industrial, minera o agrícola). Durante la alteración de las rocas, los metales son transferidos a los suelos, pudiéndose acumular localmente en algunas zonas. Así, diferentes minerales fácilmente alterables como olivino, hornblenda o augita, frecuentes en rocas ígneas y metamórficas, transfieren al suelo cantidades importantes de Mn, Co, Ni, Cu y Zn; la alteración de rocas ultrabásicas, como serpentinitas, libera grandes cantidades de Cr, Ni y, en menor medida, Co (Ross, 1994). Adicionalmente, la vegetación juega un importante papel importante en el ciclo global de los metales.

La absorción de los metales por las plantas depende de su biodisponibilidad en el suelo y, particularmente de su reposición a partir de las fracciones menos biodisponibles (McGrath *et al.*, 1997). Los metales se distribuyen en el suelo entre fracciones con distinto grado de labilidad: cambiables, ligados a materia orgánica, a óxidos de hierro y manganeso y a estructuras minerales. El equilibrio dinámico que se establece entre estas fracciones determina su movilidad y biodisponibilidad, siendo el pH, el Eh y la cantidad y tipo de coloides del suelo (materia orgánica, arcillas y óxidos) los factores edáficos más importantes en su control (Korcak y Fanning, 1985; Miner *et al.*, 1997; Weng *et*

al., 2001). Adicionalmente, la planta puede modificar las condiciones de la rizosfera a través de procesos como la producción de exudados radiculares o la alteración del pH (Morel, 1997, Adriano *et al.*, 2001, Adamo *et al.*, 2002).

La colonización vegetal de los suelos ricos en metales depende de la capacidad de las plantas para desarrollar mecanismos de tolerancia (Ernst, 1990). Muchas especies toleran las elevadas concentraciones de metales en el suelo porque restringen su absorción y/o translocación hacia las hojas (estrategia de exclusión); sin embargo, otras los absorben y acumulan activamente en su biomasa aérea (estrategia acumuladora), lo que requiere una fisiología altamente especializada (Baker y Walter, 1990). Se han reconocido diferentes grados de acumulación metálica, desde pequeñas elevaciones sobre el nivel de fondo hasta respuestas extremas, en las que el metal llega a exceder el 1% de la materia seca de la planta. Brooks *et al.* (1977) fueron los primeros en utilizar el término *planta hiperacumuladora* para referirse a plantas capaces de acumular >1000 mg Ni kg⁻¹ de materia seca. El término se redefinió posteriormente para designar plantas que acumulaban >10000 mg kg⁻¹ de Mn y Zn, >1000 mg kg⁻¹ de Co, Cu, Ni y Pb y >100 mg kg⁻¹ de Cd (Baker *et al.*, 2000). Hasta la actualidad, se han identificado aproximadamente 400 especies hiperacumuladoras, de las que la mayor parte son endémicas de suelos serpentínicos y acumulan Ni (Brooks, 1998).

Chaney (1983) sugirió la idea de utilizar plantas *hiperacumuladoras* para la limpieza

de suelos contaminados con metales, a través de su cultivo y posterior siega (*fitoextracción*). Esta idea fue desarrollada en las últimas dos décadas y actualmente se reconoce que las técnicas de *fitocorrección*, basadas en el uso de plantas (*fitoremediación*), son alternativas prometedoras a las técnicas clásicas de descontaminación, más costosas y agresivas (Cunningham *et al.*, 1995). Sin embargo, se conocen pocas especies hiperacumuladoras (representan menos del 0.2% de las angiospermas) y la gran mayoría posee un crecimiento lento y una biomasa escasa (Cunningham *et al.*, 1995; Baker *et al.*, 2000). Básicamente, la capacidad fitoextractora de una planta depende de la concentración del metal de interés en su parte cosechable y de la cantidad de biomasa producida, por lo que el uso efectivo de la mayor parte de las plantas hiperacumuladoras es limitado. Para superar esta limitación se ha propuesto el uso de plantas tolerantes con menor contenido metálico en su biomasa aérea, pero con mayor productividad. Por ejemplo, se ha demostrado que especies arbóreas de crecimiento rápido (*Salix*, *Populus*) y cultivos de alta productividad (*Brasita*, *Helianthus*) pueden ser utilizados para fitoextracción de metales, ya que su elevada biomasa puede compensar su menor acumulación metálica (Greger y Landberg, 1999, Robinson *et al.*, 2000). A pesar de la gran dedicación al tema, todavía son pocas las plantas estudiadas para su uso en *fitoremediación* y siguen siendo necesarios nuevos estudios geobotánicos y búsquedas adicionales de especies con este objetivo.

En la región de Tras Os Montes (NE Portugal) se encuentra una extensa área serpentinitica, cuya ecología ha sido extensivamente estudiada y, entre las especies endémicas encontradas, ha sido identificada una planta hiperacumuladora *Alyssum serpyllifolium* Desf subsp. *Lusitanicum* Dudley y P.Silva (Brooks, 1987, Menezes de Sequeira y Pinto da Silva, 1992). No existen, sin

embargo, estudios de detalle que relacionen la composición química de las plantas con las características geoquímicas de los suelos desarrollados sobre la enorme variedad litológica de la zona, lo que podría ayudar a entender mejor los patrones de absorción y acumulación de metales por las plantas y a identificar especies o poblaciones tolerantes y/o acumuladoras válidas para su uso en *fitoextracción*. Por tanto, se ha planteado este estudio con los siguientes objetivos: i) determinar el contenido, biodisponibilidad y especiación de metales en los suelos desarrollados sobre rocas serpentiniticas y no serpentiniticas en el área de Trás-Os-Montes (NE Portugal), ii) investigar las estrategias de absorción, transporte y acumulación de metales en las especies vegetales que se desarrollan de forma natural en ésta área, y iii) evaluar el posible uso de estas plantas como especies fitoextractoras.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y toma de muestras

La zona de Tras Os Montes se sitúa en una de las áreas geológicamente más complejas del NW peninsular. La geología de esta región está dominada por el macizo máfico/ultramáfico polimetamórfico de Bragança, con gabros, serpentinitas, eclogitas, anfíbolitas y granulitas, y por una compleja imbricación de mantos de cabalgamiento. Envolvente al macizo aparece una secuencia para-autóctona, con predominio de esquistos, y rocas afines, del Silúrico y del Devónico y la presencia de cuarcitas, anfíbolitas, migmatitas y vulcanitas metamórficas (Iglesias *et al.*, 1983, Ribeiro *et al.*, 1990, Pereira, 1997, Meirelles, 2000). El clima de la región es Mediterráneo, variando desde Mediterráneo húmedo hasta variantes más áridas (Menezes de Sequeira y Pinto da Silva, 1992); en Bragança la temperatura media anual es de 12.4 °C y precipitación media anual es de 720 mm (Carballeira *et al.*, 1983).

Utilizando el material geológico como factor de variación se localizaron seis áreas de estudio en un transecto de 33 Km entre Samil y Vinhais, denominadas a partir de ahora como S, UB, B, M, SC1 y SC2 (Figura 1). En las localizaciones S y UB el material original estaba formado por rocas de naturaleza ultrabásica (principalmente peridotitas) fuertemente serpentinizadas en S (serpentinitas). En la localidad B dominaban rocas básicas (anfibilotas y granulitas) y en las localizaciones M y SC (SC1, SC2) dominaban rocas de naturaleza ácida (migmatitas y esquistos, respectivamente). De acuerdo con la FAO (1998), los suelos dominantes

eran Leptosoles húmicos en S, Leptosoles órtico-eútricos en UB y en B y Leptosoles órtico-dístricos en M, SC1 y SC2. Los puntos de muestreo fueron situados, dentro de lo posible, en posiciones topográficas similares (altitud, pendiente, orientación) y buscando el máximo número de especies comunes en las asociaciones vegetales. En cada localización se recogieron muestras de suelos (horizonte A) y plantas representativas de la región durante dos campañas de muestreo (Julio de 2000 y Mayo de 2001). Se recogieron, además, muestras representativas del material geológico dominante en cada punto, excepto en el punto UB.

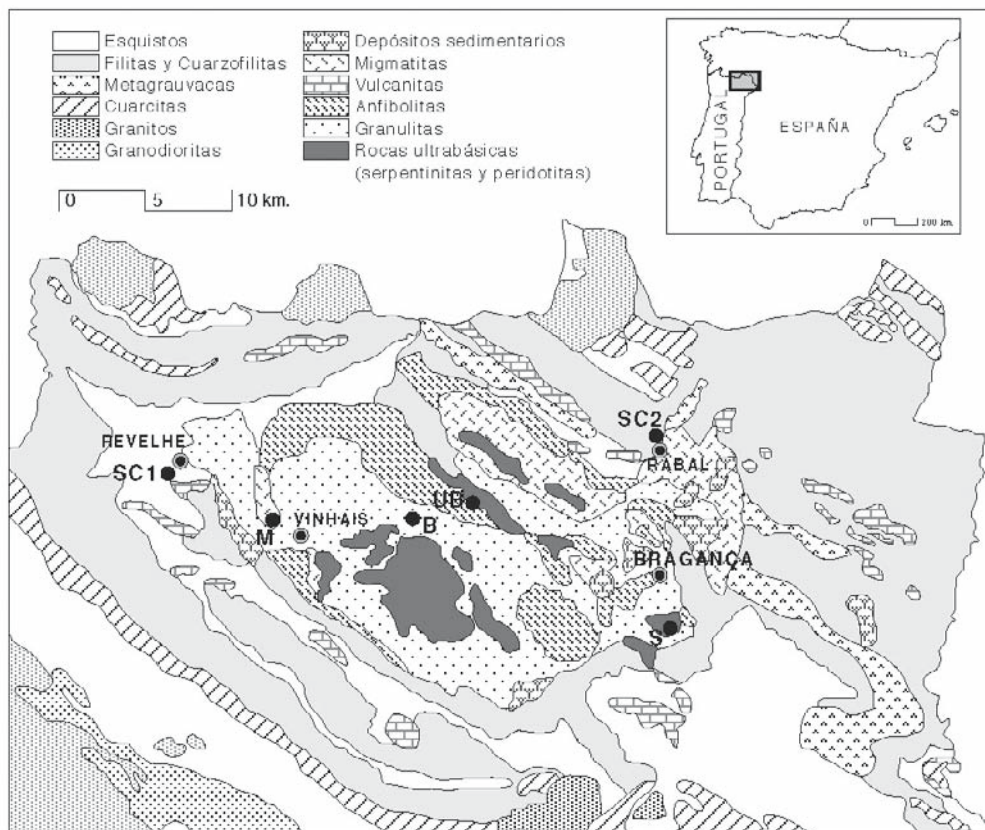


FIGURA 1. Mapa geológico simplificado de la región de Tras Os Montes (NE de Portugal) en el que se muestra la localización de los lugares de estudio.

Análisis de suelos y plantas

En las muestras de roca se analizó el contenido total de Al, Fe, Si, Ca, Mg, Na, K, Mn, Cr, Ni, Co, Zn y Pb por espectrofotometría de absorción/emisión atómica de llama (Perkin-Elmer 2380, Norwalk, CT) después de su fusión alcalina con metaborato de litio (Automatic Fluxer FX-200, LECO Co., ST Joseph, MI USA). Para la determinación de Pb fue necesario el uso de cámara de grafito (Perkin-Elmer 4110 ZL Norwalk, CT).

Las muestras de suelo (3 a 10 réplicas en cada lugar de estudio) se secaron al aire y los análisis se realizaron en la fracción < 2 mm. Se determinó el pH en agua y pH en KCl 0.1 M (relación suelo:disolución de 1:2,5) y el contenido de C y N, con un analizador LECO CHN-1000 (LECO Corp., St Joseph, MI). Los cationes de cambio se extrajeron con NH₄Cl 1N (Peech *et al.*, 1947) y en el extracto se midió Ca, Mg, Na, K y Al por espectrofotometría de absorción/

emisión atómica de llama (Perkin-Elmer 2380, Norwalk, CT) y H⁺ por titulación con valorador automático (Crison Instruments TT2022, Alella, España). El contenido total de metales (Mn_T, Ni_T, Cr_T, Co_T, Cu_T, Zn_T y Pb_T) fue determinado por espectrofotometría de absorción atómica de llama, tras digestión ácida (HNO₃+HCl+HF) de la muestra molida en horno microondas. Igualmente se determinó el contenido biodisponible de estos metales (Mn_{EDTA}, Ni_{EDTA}, Cr_{EDTA}, Co_{EDTA}, Cu_{EDTA}, Zn_{EDTA} y Pb_{EDTA}) tras la extracción del suelo con EDTA 0.05 M (Ure *et al.* 1993). Finalmente se hizo un fraccionamiento químico completo de los metales, definido operacionalmente mediante una modificación del esquema seguido por Berti y Jacobs (1996). Este esquema distingue seis fracciones: cambiante (CAMB), óxidos de Mn (OxMn), orgánica (MO), óxidos amorfos de Fe (FeAm), óxidos cristalinos de Fe (FeCr) y fracción residual (RES) (Tabla 1).

TABLA 1. Procedimiento de extracción secuencial usado para el fraccionamiento de los metales en el suelo.

Paso	Fracción	Reactivo	Agitación y temperatura
1	Cambiable	NH ₄ NO ₃ 1 M (pH 4.5)	2 h a 25 °C
2	Oxidos de Mn	NH ₂ OH.HCl 0.1 M en HCl 0.01 M	30 min a 25 °C
3	Orgánica	Na ₄ P ₂ O ₇ 0.1 M	24 h a 25 °C
4	Óxidos amorfos de Fe	(NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ 0.175 M + H ₂ C ₂ O ₄ 0.1 M	4 h (oscuro) a 25 °C
5	Óxidos cristalinos de Fe	(NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ 0.175 M + H ₂ C ₂ O ₄ 0.1 M	3 h (UV) en agua hirviendo
6	Residual	Total (digestión con HNO ₃ :HCl:HF) – Pasos (1-5)	

De las plantas dominantes de la zona, se seleccionaron nueve especies representativas, pero no todas estaban presentes en los seis lugares. En este estudio se presentan los resultados de las cuatro especies comunes a todos ellos: *Cistus ladanifer* L subsp. *ladanifer* (Cistaceae), *Cytisus multiflorus* (L'Hér) Sweet (Leguminoseae), *Lavandula stoechas* L. (Lamineceae) y *Thymus mastichina* L. A efectos de comparación también se recogieron individuos de la conocida especie hiperacumuladora de Ni endémica

de los suelos ultramáficos de esta región (S y UB) *Alyssum serpyllifolium* Desf subsp. *Lusitanicum* Dudley y P.Silva. Las plantas recolectadas (3 a 15 réplicas) fueron separadas en raíz, tallo y hojas, lavadas con agua destilada (previamente con EDTA 20 mM en el caso de raíces, Greger y Landberg, 1999), secadas a 45 °C y molidas. Tras su digestión ácida en horno microondas (HNO₃ + HCl) se determinó, como se indicó arriba, el contenido total metales pesados por espectrometría de absorción atómica de llama.

Análisis estadísticos

Para el tratamiento estadístico se utilizó el paquete SPSS 11.5 para Windows de Microsof. Se realizaron análisis de correlación, regresión múltiple y análisis de la varianza (ANOVA), con comparación múltiple de medias utilizando el test de Tukey para tamaños desiguales de muestras. Para obtener homogeneidad de la varianza se hizo una transformación logarítmica cuando fue necesario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición química de las rocas

La composición química de las rocas recogidas en los lugares de muestreo se presenta en la Tabla 2, junto con la composición media para materiales similares citados en la bibliografía. La composición de la serpentinitas (S) se distingue por su contenido de SiO₂ típicamente bajo (34,23%), bajo contenido de

Al₂O₃, Na₂O, K₂O y CaO y por su elevado contenido de MgO, en comparación con el resto de las rocas analizadas. Esta composición es muy cercana a la descrita para peridotitas serpentinizadas de Galicia (Calvo *et al.*, 1987a). Las rocas básicas (B) destacan por su mayor contenido de CaO, mientras que migmatitas y esquistos (M y SC) destacan por su elevado contenido de SiO₂ (53-62%), típico de rocas ácidas, y por su mayor contenido en K₂O. Comparando con rocas similares, las de este estudio presentan de forma general bajos contenidos de Ca y elevados de Na, probablemente reflejo de la composición del magma original. Con respecto al contenido de metales pesados, las serpentinitas presentan contenidos de Cr₂O₃ (0.33%) y NiO (0.36%) ligeramente superiores a los contenidos medios citados para rocas ultramáficas y un orden de magnitud superiores al resto de los materiales de este estudio. Es en estas rocas donde también se encuentran los mayores niveles

TABLA 2. Contenido medio de elementos en el material original en los distintos puntos de muestreo de este estudio (S = serpentinitas, B = rocas básicas, M = migmatitas, SC = esquistos) y valores medios aportados por Vinogradov (1959).

	S	B	M	SC	Rocas ultrab. ¹	Rocas básicas ²	Rocas ácidas ³	Rocas sedimen. ⁴
SiO ₂	34,23	43,22	53,31	54,13	43,22	48,78	69,11	53,06
Al ₂ O ₃	1,27	17,10	20,21	24,14	5,44	16,55	14,55	19,75
Fe ₂ O ₃	10,00	16,09	9,29	5,20	14,08	12,24	3,86	4,76
MnO	0,14	0,23	0,14	0,05	0,17	0,28	0,15	0,09
MgO	34,82	7,05	4,49	0,88	23,38	7,46	0,93	2,22
CaO	0,16	1,01	0,19	0,003	10,77	9,40	2,21	3,54
Na ₂ O	0,40	13,88	12,33	9,87	0,77	2,62	3,73	0,89
K ₂ O	0,02	0,36	1,65	4,28	0,60	1,00	4,02	2,75
Cr ₂ O ₃	0,33	5,0 10 ⁻²	5,0 10 ⁻²	2,0 10 ⁻²	0,29	4,3 10 ⁻²	3,6 10 ⁻³	2,3 10 ⁻²
NiO	0,36	4,0 10 ⁻²	3,0 10 ⁻²	2,0 10 ⁻²	0,15	2,0 10 ⁻²	1,0 10 ⁻³	1,2 10 ⁻²
CoO	2,7 10 ⁻²	2,2 10 ⁻²	1,7 10 ⁻²	1,5 10 ⁻²	2,5 10 ⁻²	5,7 10 ⁻³	6,3 10 ⁻⁴	2,9 10 ⁻³
CuO	1,2 10 ⁻³	4,4 10 ⁻²	4,3 10 ⁻³	2,9 10 ⁻³	1,0 10 ⁻²	1,7 10 ⁻²	3,7 10 ⁻³	7,1 10 ⁻³
ZnO	5,6 10 ⁻³	1,2 10 ⁻²	9,7 10 ⁻³	8,9 10 ⁻³	6,2 10 ⁻³	1,6 10 ⁻²	7,4 10 ⁻³	9,9 10 ⁻³
PbO	2,2 10 ⁻⁵	1,2 10 ⁻⁴	6,1 10 ⁻⁴	1,7 10 ⁻³	-	8,6 10 ⁻⁴	2,1 10 ⁻⁴	2,1 10 ⁻³
P.P.C	14,43	3,22	1,51	4,81	-	-	-	-

1: Rocas ultrabásicas (dunitas, peridotitas, piroxenitas), 2: Rocas básicas (basaltos, gabros, diabasas, etc.), 3: Rocas ácidas (granitos, riolitas, etc.), 4: Rocas sedimentarias (arcillas y pizarras). Vinogradov, 1959. P.P.C = pérdida por calcinación

de CoO (0.03%). Las rocas serpentínicas de Tras Os Montes se caracterizan por la presencia frecuente de cristales de cromita, lo que justifica la elevada concentración de Cr, y por tener más forsterita (Mg_2SiO_2) que fayelita (Fe_2SiO_4) en el olivino original, lo que explica las elevadas concentraciones de Mg, Ni y Co, asociadas generalmente a la forsterita. Las rocas básicas son las que presentan las mayores concentraciones de MnO, CuO y ZnO, mientras que las rocas ácidas (M y, especialmente, SC) presentan las mayores concentraciones de PbO, que desciende exponencialmente con la transición hacia rocas de composición ultrabásica. El gran paralelismo que se aprecia entre Pb y K (Tabla 2) refleja fielmente el comportamiento geoquímicos de estos dos elementos; es sabido que la cercanía entre sus radios iónicos permite la sustitución isomórfica de K por Pb durante la formación de los minerales primarios.

Características de los suelos

Como era de esperar, se encontraron diferencias sistemáticas en las propiedades y la composición química de los suelos desarrollados sobre los diferentes materiales geológicos (Tabla 3). Los suelos en S y UB se caracterizan por presentar reacción cercana a la neutralidad ($pH_{H_2O} = 6,0-6,5$), dominio de Mg en el complejo de cambio y baja relación Ca/Mg. Los valores de Ca/Mg eran inferiores a 1 en los suelos S, típicos de suelos derivados de rocas fuertemente serpentinizados (Brooks, 1987). El pH desciende ligeramente en los suelos sobre rocas básicas (B) y mucho más en los suelos sobre rocas ácidas (M y SC), al tiempo que se va modificando la composición del complejo de cambio. El Ca es el catión mayoritario en los suelos B, mientras que el Al, y en menor medida el H^+ , tiene una importancia creciente en los suelos M y SC, habiéndose obtenido valores puntuales de saturación de Al en el complejo de cambio superiores al 75%.

Igualmente, el contenido total de metales estaba fuertemente condicionado por la naturaleza del material geológico (Tabla 3). Concordante con la composición química de las rocas, Cr_T , Ni_T y Co_T alcanzan sus mayores concentraciones en los suelos ultrabásicos, principalmente en los suelos S (hasta 6000, 3000 y 214 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente), valores que corroboran los presentados anteriormente por Menezes de Sequeira y Pinto da Silva (1992). Por el contrario, la concentración de estos metales son muy bajas en los suelos sobre rocas ácidas, pero es en éstos donde se alcanzan las mayores concentraciones de Pb_T (hasta 82 $mg\ kg^{-1}$ en SC2). Los suelos B presentan concentraciones intermedias de Cr_T , Ni_T y Co_T , pero las mayores concentraciones de Cu_T y Zn_T (hasta 280 y 127 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente). No hay tendencias claras para el Mn_T , aunque en M es significativamente menor ($P < 0.05$) que en resto de los suelos estudiados.

En concordancia con los resultados obtenidos en estudios realizados en áreas serpentínicas de Galicia (Calvo *et al.*, 1987b), el fraccionamiento químico (Fig. 2) indica que la mayor parte de los metales se acumula en la fracción residual, lo que es especialmente marcado para el Cr (Cr_{RES} supera el 95% del Cr_T). Níquel y Co tienen un origen común, pero su fraccionamiento refleja la diferenciación que se produce a través de los procesos edáficos. De las fracciones no residuales, el Ni se asocia preferentemente a los óxidos de Fe (aunque en S hay cantidades importantes de todas las fracciones no residuales), mientras que el Co lo hace a los óxidos de Mn. El fraccionamiento también pone de manifiesto la afinidad del Cu por la materia orgánica ($Cu_{M.O}$ llega a suponer un 20% Cu_T en S), y la del Zn por los óxidos de Fe. Para Pb y Mn, la fracción residual sigue siendo la dominante, pero se encuentran cantidades importantes de estos dos metales asociadas a óxidos amorfos de Fe y a óxidos de Mn. Adicionalmente, aunque la concentración metálica en posicio-

TABLA 3. Valores medios (\pm SE, $n=3-10$) de distintas propiedades del suelo (horizontes A) de los seis lugares de estudio. S=serpentinicas UB=ultrabásicas, B=básicas, M=migmatitas, SC=esquistos. Las letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas para las medias ($P<0,01$, $\alpha=0,05$).

	S	UB	B	M	SC1	SC2
pH _{H2O}	6,5 \pm 0,1 c	6,0 \pm 0,2 bc	5,8 \pm 0,3 b	5,0 \pm 0,1 a	4,8 \pm 0,1 a	4,7 \pm 0,0 a
pH _{KCl}	5,5 \pm 0,1 c	5,3 \pm 0,0 c	5,1 \pm 0,1 c	4,5 \pm 0,1 b	4,5 \pm 0,2 b	3,8 \pm 0,1 a
C, %	2,17 \pm 0,22 ab	1,79 \pm 0,14 ab	3,35 \pm 1,18 b	0,86 \pm 0,15 a	2,25 \pm 0,42 a	1,65 \pm 0,42 ab
N, %	0,19 \pm 0,03 ab	0,11 \pm 0,01 ab	0,21 \pm 0,09 b	0,05 \pm 0,02 a	0,14 \pm 0,03 a	0,15 \pm 0,04 ab
Cationes de cambio (NH ₄ Cl, 1N), cmol _c kg ⁻¹						
Ca ²⁺	6,34 \pm 0,53 b	5,61 \pm 0,07 b	19,99 \pm 1,97 c	2,39 \pm 0,31 a	1,13 \pm 0,48 a	5,80 \pm 1,47 b
Mg ²⁺	9,24 \pm 0,93 c	3,66 \pm 0,18 b	3,26 \pm 0,61 b	0,80 \pm 0,06 a	0,59 \pm 0,32 a	0,99 \pm 0,34 a
Na ⁺	0,03 \pm 0,01 a	0,05 \pm 0,00 a	0,01 \pm 0,01 a	0,01 \pm 0,01 a	0,04 \pm 0,01 a	0,01 \pm 0,00 a
K ⁺	0,29 \pm 0,04 ab	0,19 \pm 0,04 a	0,37 \pm 0,09 ab	0,44 \pm 0,11 ab	0,34 \pm 0,06 ab	0,45 \pm 0,08 b
Al ³⁺	—	—	—	0,75 \pm 0,14 a	1,93 \pm 0,35 ab	1,36 \pm 0,70 b
H ⁺	—	—	—	0,08 \pm 0,02 a	0,21 \pm 0,07 ab	0,30 \pm 0,13 b
CIC	15,91 \pm 1,34 c	9,51 \pm 0,25 b	23,62 \pm 3,75 d	4,47 \pm 0,58 a	4,24 \pm 0,5 a	8,89 \pm 1,05 ab
Ca/Mg	0,7 \pm 0,1 a	1,5 \pm 0,1 ab	6,9 \pm 1,5 c	3,0 \pm 0,2 b	2,4 \pm 0,4 ab	6,7 \pm 1,2 c
Concentración total de metales, mg kg ⁻¹						
Mn _T	2451 \pm 149 c	1857 \pm 38 b	2197 \pm 96 bc	642 \pm 18 a	2596 \pm 186 c	1667 \pm 333 b
Cr _T	4384 \pm 364 c	1277 \pm 63 b	305 \pm 29 a	165 \pm 7 a	192 \pm 8 a	160 \pm 30 a
Ni _T	1574 \pm 199 c	963 \pm 22 b	124 \pm 13 a	65 \pm 2 a	73 \pm 4 a	62 \pm 14 a
Co _T	180 \pm 5 c	94 \pm 1 b	95 \pm 3 b	49 \pm 2 a	57 \pm 4 a	50 \pm 0 a
Cu _T	150 \pm 27 b	53 \pm 3 a	260 \pm 11 c	30 \pm 0 a	54 \pm 2 a	37 \pm 7 a
Zn _T	88 \pm 3 b	72 \pm 2,3 a	116 \pm 4 c	68 \pm 3 a	91 \pm 3 b	83 \pm 3 b
Pb _T	21 \pm 2 a	18 \pm 1 a	23 \pm 4 a	20 \pm 0 a	40 \pm 2 b	77 \pm 5 c
Concentración de metales biodisponibles, mg kg ⁻¹						
Mn _{EDTA}	64,8 \pm 7,0 a	65 \pm 9,7 a	92,1 \pm 29,5 ab	69,1 \pm 10,4 a	109,1 \pm 18,5 ab	155,2 \pm 19,2 b
Cr _{EDTA}	6,1 \pm 0,8 bc	7,6 \pm 0,5 c	2,5 \pm 0,5 ab	1,3 \pm 0,1 a	2,5 \pm 0,4 ab	2,4 \pm 0,2 ab
Ni _{EDTA}	117,5 \pm 11,0 b	11,7 \pm 0,1 ab	1,9 \pm 0,3 a	1,3 \pm 0,0 a	1,6 \pm 0,1 a	2,5 \pm 0,1 a
Co _{EDTA}	2,4 \pm 0,3 a	1,4 \pm 0,1 a	1,9 \pm 0,4 a	1,1 \pm 0,1 a	1,3 \pm 0,1 a	1,8 \pm 0,3 a
Cu _{EDTA}	23,9 \pm 4,9 b	3,8 \pm 0,2 ab	11,2 \pm 4,3 ab	1,4 \pm 0,1 a	4,0 \pm 0,2 ab	2,9 \pm 0,4 ab
Zn _{EDTA}	1,5 \pm 0,1 a	0,8 \pm 0,0 a	2,5 \pm 1,0 ab	0,7 \pm 0,1 a	0,9 \pm 0,0 a	4,4 \pm 0,8 b
Pb _{EDTA}	—	—	—	—	5,0 \pm 0,2 b	13,1 \pm 1,0 c

— = no detectado. Límites de detección: Al³⁺=0,02 cmol_c kg⁻¹, H⁺=0,01 cmol_c kg⁻¹, Pb_{EDTA}= 0,25mg kg⁻¹

nes de cambio tiene una importancia relativa escasa, se han encontrado cantidades apreciables de Ni_{CAMB}, Cr_{CAMB} y Cu_{CAMB} en los suelos S y UB (con máximos de 30, 6 y 11 mg kg⁻¹, respectivamente) y de Mn_{CAMB} y Zn_{CAMB} en los suelos B, M y SC (hasta 105 y 35 mg kg⁻¹, respectivamente), encontrándose para éstos últimos una elevada correlación con el pH del suelo ($r = -0,73$ y $r = -0,74$, $p < 0,001$, respectivamente).

La biodisponibilidad de los metales, estimada a partir de la extracción con EDTA (Tabla 3), es bastante concordante con el fraccionamiento descrito. Las fracciones lábiles, más que el contenido total, son las que expli-

can las variaciones de la concentración de los metales extraídos con EDTA. Así, Mn_{EDTA} y Zn_{EDTA} correlacionan significativamente con Mn_{CAMB} y Zn_{CAMB} ($r=0,63$ y $r=0,73$, respectivamente) y, al igual que éstas, son parcialmente dependientes del pH del suelo, encontrándose las mayores concentraciones en los suelos más ácidos (los valores medios de Mn_{EDTA} y Zn_{EDTA} eran de 155,2 y 4,4 mg Kg⁻¹, respectivamente, en SC2). Las fracciones *Cambiable* y *Oxidos de Mn* acumuladas explicaban, en gran medida, la variación de Ni_{EDTA} y Co_{EDTA}, encontrándose correlaciones significativas Ni_{EDTA}/(Ni_{CAMB}+Ni_{OxMn}) y Co_{EDTA}/(Co_{CAMB}+Ni_{OxMn}) ($r=0,92$ y $0,61$,

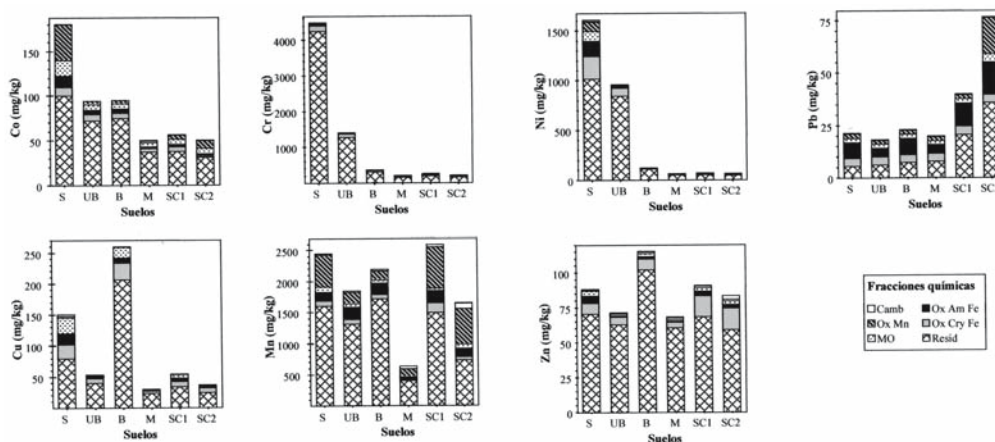


FIGURA 2. Fraccionamiento químico de los metales pesados en los suelos de los seis lugares de estudio. S=serpentin, UB=ultrabásicas, B=básicas, M=migmatitas, SC=esquistos.

respectivamente). El Ni era el metal más biodisponible en los suelos de S, superando incluso a Mn_{EDTA} , mayoritario en el resto de los suelos. La concentración media de Ni_{EDTA} en los suelos S era 117,5, lo que supone un 7,4% de su contenido total, y desciende exponencialmente en el orden $S \gg UB \gg B, M, SC$. Aunque el Co_{EDTA} también tiende a ser mayor en los S, las concentraciones son muy bajas y las diferencias entre grupos de suelos no son significativas. El Cu_{EDTA} también presenta correlación significativa con $(Cu_{CAM} + Cu_{OxMn})$, pero ésta mejora considerablemente cuando se acumula la fracción orgánica (Cu_{EDTA} vs $\Sigma Cu_{CAM}, Cu_{OxMn}, Cu_{MO}$, $r=0,96$). Las mayores concentraciones de Cu_{EDTA} se han encontrado en los suelos S, donde la fracción orgánica es más importante. La biodisponibilidad relativa del Cr es siempre baja, sólo entre el 0,1% y el 1,5% del Cr total es extraído con EDTA, siendo Cr_{MO} la fracción que más contribuye a ello. En cuanto a Pb_{EDTA} , únicamente se han encontrado cantidades significativas en los suelos sobre esquistos, especialmente en SC2 donde se alcanzan 14 mg kg^{-1} .

Acumulación y transporte de metales en plantas

Los patrones de acumulación y distribución de metales en las plantas variaban significativamente ($P < 0,05$) en función del tipo de metal, la especie vegetal y el origen de la población. En la tabla 4 se presentan los intervalos de concentración metálica en hoja, tallo y raíz de cada especie, agrupando las seis poblaciones. Generalmente, *C. multiflorus* presentaba las menores concentraciones en todas las partes de la planta. Exceptuando a *A. serpyllifolium*, las concentraciones máximas de 27/12/30 mg $Cu\ kg^{-1}$, 128/26/30 mg $Cr\ kg^{-1}$, 2200/467/350 mg $Mn\ kg^{-1}$, 180/50/100 mg $Ni\ kg^{-1}$ y 300/500/240 mg $Zn\ kg^{-1}$ se obtuvieron en hoja/tallo/raíz de *C. ladanifer*, *L. stoechas* y *T. mastichina*. Actualmente se acepta que la concentración total de metales en el suelo no refleja la concentración en los tejidos vegetales y que la fracción biodisponible presenta una elevada correlación con la absorción vegetal (Adriano, 2001). Sin embargo, en este estudio el contenido metálico de la planta no siempre correlacionaba con la fracción metálica del suelo extraíble con EDTA o con la fracción cambiante obtenida en el fraccionamiento secuencial. Sólo

se encontró una buena relación en el caso de Ni y para *C. ladanifer*, *L. stoechas* y *T. mastichina* (Tabla 4), aunque los patrones de acumulación diferían entre especies. La acumulación de Ni en hojas de *C. ladanifer* y *T. mastichina* aumentaba con el incremento de la concentración de Ni disponible (Ni_{EDTA} o Ni_{CAMB}) en los suelos con bajo nivel de Ni, mientras que en los suelos con elevado Ni disponible el contenido de Ni en hojas se mantenía constante (concepto *plateau*). La acumulación de Ni en hoja en *L. stoechas* seguía un patrón diferente, el contenidos de Ni seguía aumentando con el incremento de Ni en el suelo (Tabla 5).

Las poblaciones procedentes de los lugares S y UB presentaban concentraciones significativamente mayores ($P < 0,05$) de Ni y Cr (sólo UB) en hoja, tallo y raíz (Fig. 3). Como se esperaba, las mayores concentraciones de Ni se obtuvieron en *A. serpyllifolium*, con valores medios de 8150 y 2307 mg Ni kg⁻¹ en hoja para las poblaciones de S y UB, respectivamente (Tabla 4), valores sensiblemente superiores al de 1000 mg kg⁻¹ utilizado por Baker *et al.* (2000) para definir la *hiperacumulación* de Ni. En una planta individual

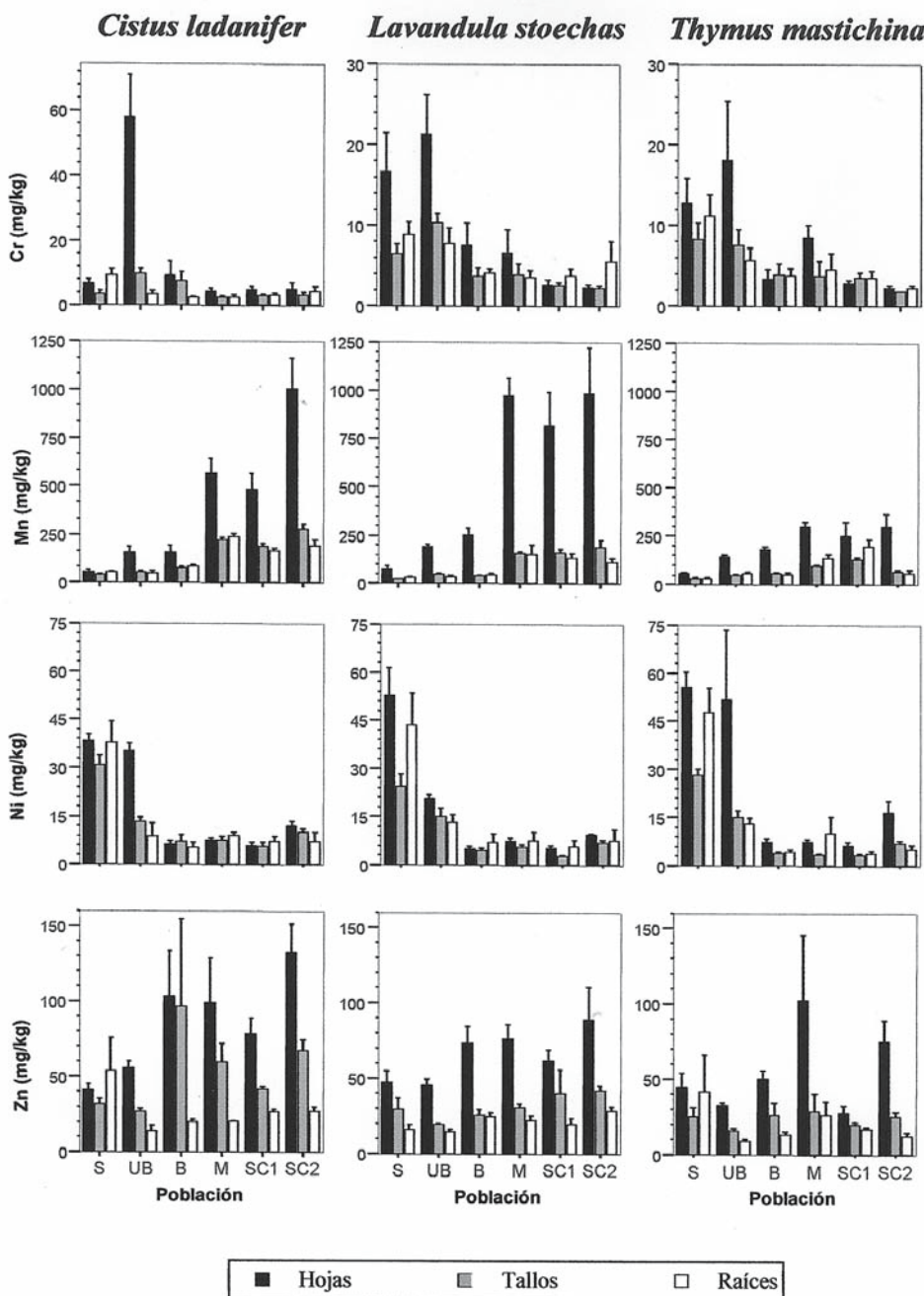
de la población S se midieron 31200 mg Ni kg⁻¹ en hoja, lo que representa una concentración al menos 170 veces mayor que el resto de las especies estudiadas. Los valores de Ni en hoja de *A. serpyllifolium* desarrollado sobre los suelos S corroboran los obtenidos por Menezes de Sequeira y Pinto da Silva (1992, concentración media de 8650 mg Ni kg⁻¹ en hoja) para la misma especie y lugar. La concentración de Ni en hoja en el resto de las especies se sitúa en el intervalo de 5 a 100 mg kg⁻¹ propuesto por Reeves *et al.* (1983) para plantas desarrolladas en suelos ultramáficos. Para estas plantas Brooks (1998) propuso una concentración media de 20 mg Ni kg⁻¹, valor considerablemente menor que las concentraciones medias en hoja obtenidas en las poblaciones S de *C. ladanifer* (38 mg kg⁻¹), *L. stoechas* (53 mg kg⁻¹) y *T. mastichina* (56 mg kg⁻¹). Para el Cr, Barceló y Poschenrieder (1997) propusieron una concentración media en hoja de 45 mg kg⁻¹ en plantas desarrolladas en suelos ultramáficos, siendo raros los contenidos superiores a 100 mg kg⁻¹ (Brooks, 1987). En este estudio encontramos hasta 81 mg Cr kg⁻¹ en las poblaciones UB de *C. ladanifer* (Fig. 3), valores similares a los

TABLA 4. Concentraciones mínimas y máximas (mg kg⁻¹) de Cr, Cu, Mn, Ni y Zn en hojas, tallos y raíces de las especies vegetales estudiadas. Valores de las seis poblaciones de cada especie.

	Cr	Cu	Mn	Ni	Zn
	mg kg ⁻¹				
Hoja					
<i>A. serpyllifolium</i>	5,0 - 27,0	3,0 - 18,0	50,0 - 180	670 - 31200	10,0 - 255
<i>C. ladanifer</i>	1,8 - 128	2,5 - 15,0	20,0 - 2000	3,0 - 50,0	30,0 - 300
<i>C. multiflorum</i>	0,4 - 20,0	2,5 - 8,0	60,0 - 440	0,6 - 17,0	10,0 - 20,0
<i>L. stoechas</i>	1,6 - 51,0	3,0 - 27,5	40,0 - 2200	2,5 - 95,0	30,0 - 170
<i>T. mastichina</i>	2,4 - 55,5	5,5 - 19,0	21,5 - 485	4,0 - 180	17,5 - 145
Tallo					
<i>A. serpyllifolium</i>	2,5 - 34,0	2,5 - 12,0	20,0 - 85,0	150 - 4500	13,0 - 140
<i>C. ladanifer</i>	2,5 - 26,0	3,0 - 11,0	30,0 - 467	2,0 - 50,0	15,5 - 500
<i>C. multiflorum</i>	0,7 - 5,0	3,0 - 6,5	27,5 - 270	0,6 - 7,5	7,5 - 20,0
<i>L. stoechas</i>	1,2 - 17,0	4,5 - 11,2	15,5 - 325	2,5 - 40,0	15,0 - 165
<i>T. mastichina</i>	2,5 - 19,0	4,5 - 10,5	14,5 - 145	2,5 - 35,0	8,0 - 65,0
Raíz*					
<i>A. serpyllifolium</i>	3,3 - 19,0	2,5 - 9,0	10,0 - 80,0	90,0 - 2340	15,0 - 70,0
<i>C. ladanifer</i>	1,4 - 17,0	2,5 - 15,0	25,0 - 350	1,6 - 75,0	5,5 - 140
<i>L. stoechas</i>	1,8 - 20,0	3,5 - 16,0	12,5 - 340	0,8 - 80,0	8,0 - 44,5
<i>T. mastichina</i>	2,5 - 30,0	5,5 - 25,0	14,5 - 235	2,5 - 100	4,0 - 240

*, no hay muestras de raíz de *C. multiflorum*

FIGURA 3. Valores medios (\pm SE, n=3-10) de la concentración de Cr, Mn, Ni y Zn en los distintos órganos vegetales de *Cistus ladanifer*, *Lavandula stoechas* y *Thymus mastichina* procedentes de los seis lugares de estudio (poblaciones). S=serpentinitas UB=ultrabásicas, B=básicas, M=migmatitas, SC=esquistos.



obtenidos por Vergnano Gambi *et al.* (1982) para *Thlaspi rotundifolium*, un hiperacumulador de Ni, y significativamente mayores que los de *A. serpyllifolium* de este estudio (18 mg Cr kg⁻¹).

Las concentraciones de Mn en planta (*C. ladanifer*, *L. stoechas* y *T. Mastichina*) eran significativamente mayores en las poblaciones procedentes los suelos sobre rocas ácidas (M, SC1 y SC2, P<0,05). En *C. ladanifer* y *L. stoechas* procedentes de SC2 se obtuvieron concentraciones de 2000 y 2200 mg Mn kg⁻¹, el doble del contenido medio de Mn propuesto por Brooks (1998) para plantas desarrolladas en suelos metalíferos (1000 mg Mn kg⁻¹). Para el Zn, no siempre se encontraron diferencias significativas entre poblaciones, aunque las plantas desarrolladas en B, M y, particularmente, SC2 tendían a acumular

más Zn en su biomasa aérea que el resto de las poblaciones. Las mayores concentraciones de Zn se encontraron en *C. ladanifer*, con máximos de 300 mg kg⁻¹ y 500 mg kg⁻¹ en hoja y tallo, respectivamente (Tabla 5). En *A. serpyllifolium*, *L. stoechas* y *T. mastichina* las concentraciones máximas de Zn eran del mismo orden (145-255 mg kg⁻¹ en hoja y 65-165 mg kg⁻¹ en tallo), excediendo, generalmente, la concentración crítica de toxicidad para muchas especies vegetales (100 mg kg⁻¹ según Adriano *et al.* 2001). En el suelo, la concentración total de Mn no tenía una tendencia clara en función del material original y la concentración de Ni_T era significativamente mayor en los suelos sobre rocas básicas (Tabla 3), sin embargo su la biodisponibilidad de estos dos metales era significativamente mayor en SC2.

TABLA 5. Ecuaciones de las curvas que relacionan el contenido de Ni en hoja y suelo (extraído con EDTA y NH₄NO₃) para *C. ladanifer*, *T. mastichina* y *L. stoechas*.

Extractante	Ecuación	R ²
EDTA		
<i>Cistus ladanifer</i>	$\ln(y) = 3.75 - 2.72/x$	0,95
<i>Lavandula stoechas</i>	$y = 7.98 + 0.05x^{1.5}$	0,91
<i>Thymus mastichina</i>	$y^{0.5} = 2.61 + 1.02 \ln(x)$	0,94
NH ₄ NO ₃		
<i>Cistus ladanifer</i>	$y = 43.60 - 8.92/x$	0,87
<i>Lavandula stoechas</i>	$y = 69.92 - 82.53\exp^{-x}$	0,84
<i>Thymus mastichina</i>	$\ln(y) = 4.05 - 0.43/x$	0,94

La concentración de Cu era generalmente baja en todas las especies y poblaciones, con valores medios entre 5 y 30 mg kg⁻¹, intervalo considerado como normal (Kabata-Pendias y Pendias, 1992) y por debajo del nivel crítico de toxicidad de 30 mg kg⁻¹ (Marschner, 1995). La concentración Co y Pb en planta era, en la mayoría de los casos, inferior al límite de detección (< 2,5 mg kg⁻¹).

El transporte de los metales en la planta se refleja en las relaciones de concentración hoja:raíz (H:R) (Tabla 6). Con pocas excepciones, la concentración de metales en hoja era mayor que la concentración correspondiente en raíz. Como rasgo característico de

las plantas hiperacumuladoras, *A. serpyllifolium* mostraba acumulación de Ni en su biomasa aérea, encontrándose relaciones medias Ni_{HOJA}:Ni_{RAIZ} de 10,6 (entre 1,1 y 38,1) y 11,9 (5,6-19,5) en las poblaciones S y UB, respectivamente. En el resto de las especies las relaciones medias Ni_{HOJA}:Ni_{RAIZ} estaban generalmente entre 1 y 3, con la excepción de las poblaciones UB de *C. ladanifer* y *T. mastichina*, especies que mostraron las mayores translocaciones de Ni hacia las hojas (valores de Ni_{HOJA}:Ni_{RAIZ} entre 1,1 y 14,0 y entre 1,2 y 16,4, respectivamente). *A. serpyllifolium* también translocaba Mn y Zn a su biomasa aérea, como reflejaban los valores medios de

Mn_{HOJA}:Mn_{RAIZ} de 3,9 y 5,6 y de Zn_{HOJA}:Zn_{RAIZ} de 1,3 y 1,9 en las poblaciones S y UB, respectivamente. Sin embargo, el transporte de Zn era hasta 4 veces mayor en el resto de las especies estudiadas, lo que era más evidente en *C. ladanifer* para la que la relación Zn_{HOJA}:Zn_{RAIZ} era frecuentemente superior a 5 (Tabla 6). Adicionalmente, en las poblaciones de serpentinias (S), la transferencia de Zn del suelo a la planta (Zn_{raíz}:Zn_{EDTA}) era significativamente mayor en *C. ladanifer* (36,3) y *T. mastichina* (27,9) que en *A. serpyllifolium* (18,5).

La capacidad de translocar metales desde las raíces a las hojas es una característica básica en las plantas para que puedan ser utilizadas para técnicas de fitoextracción. En este estudio esta característica también se cumplía para metales que generalmente se acumulan en la raíz, como Cr o Cu (Kabata-Pedias y Pendias, 1992). Las relacio-

nes Cr_{HOJA}:Cr_{RAIZ} eran <1 en las poblaciones S de *C. ladanifer*, en las poblaciones SC1 y SC2 de *L. stoechas* y en las poblaciones B y SC1 de *T. mastichina*. La relación Cu_{HOJA}:Cu_{RAIZ} también era <1 en la población SC1 de *T. mastichina*. Estas relaciones sugieren un mecanismo de exclusión para la tolerancia a metales en estas poblaciones. Por el contrario, *A. serpyllifolium*, *C. ladanifer*, *L. stoechas*, y *T. mastichina* eran capaces de translocar eficientemente estos dos metales (Metal_{HOJA}:Metal_{RAIZ} > 1). En las poblaciones UB de *C. ladanifer*, *L. stoechas* y *T. mastichina* el transporte de Cr a las hojas era considerablemente mayor (al menos el doble) que en las mismas poblaciones de *A. serpyllifolium* (Cr_{HOJA}:Cr_{RAIZ} de 1,6). La población UB de *C. ladanifer* presentaba el transporte más eficaz de los dos metales (Cr_{HOJA}:Cr_{RAIZ} de 12,4 y Cr_{HOJA}:Cr_{RAIZ} de 2,9) (Tabla 6).

TABLA 6. Valores medios de la relación Metal_{HOJA}:Metal_{RAIZ} en las seis poblaciones de *Cistus ladanifer*, *Lavandula stoechas* y *Thymus mastichina*. S=serpentinias UB=ultrabásicas, B=básicas, M=migmatitas, SC=esquistos.

Population	Cr	Cu	Mn	Ni	Zn
<i>Cistus ladanifer</i>					
S	0,9	1,3	1,2	1,2	1,8
UB	12,4	2,9	5,6	6,8	6,5
B	3,1	2,0	2,0	2,0	5,1
M	1,5	1,7	2,4	0,9	6,8
SC1	1,7	2,0	2,6	1,3	2,7
SC2	1,7	2,4	6,9	3,4	5,3
<i>Lavandula stoechas</i>					
S	4,6	1,5	2,6	1,6	3,4
UB	3,0	2,0	5,7	1,8	3,4
B	2,0	1,3	6,5	1,2	3,1
M	2,6	1,6	9,9	2,7	3,7
SC1	0,8	1,8	8,2	1,3	3,6
SC2	0,7	1,5	9,9	2,2	3,5
<i>Thymus mastichina</i>					
S	1,5	1,1	2,3	1,4	2,6
UB	3,2	1,1	3,2	4,6	4,2
B	1,0	1,0	3,8	1,9	3,9
M	2,2	1,1	2,3	0,9	3,7
SC1	0,8	0,8	1,6	1,9	1,7
SC2	1,0	1,3	6,2	3,0	5,8

CONCLUSIONES

La gran variedad geoquímica de las rocas de la región de Tras Os Montes juega un importante papel en el contenido y fraccionamiento de los metales pesados en el suelo y en su acumulación por las plantas. De los metales estudiados, las mayores concentraciones de Ni, Cr y Co se asociaban con las rocas de composición ultrabásica, especialmente las que presentaban rasgos de serpentinización; Cu, Zn y Mn se asociaba con las rocas de composición básica (granulitas) y Pb con las rocas ácidas, especialmente con los esquistos y rocas afines. El contenido total de estos metales en el suelo, pero no su biodisponibilidad, reflejaba de forma general el contenido metálico en los materiales originales. De los metales asociados a rocas ultrabásicas, sólo el Ni presentaba una elevada biodisponibilidad en los suelos derivados de serpentinitas; el contenido de Cr biodisponible era siempre muy bajo y, en contraste con su contenido total, era relativamente mayor en los suelos sobre rocas ultrabásicas no serpentinizadas; no se obtuvieron diferencias significativas de Co biodisponible entre los distintos suelos. A diferencia del contenido total en suelos y rocas, la mayor concentración de Cu biodisponible se encontró en los suelos sobre serpentinitas, mientras que de Mn y Zn en los suelos sobre esquistos.

Los patrones de absorción y acumulación de estos metales en planta variaban en función de la especie vegetal y de las condiciones edáficas de su procedencia. Tres de las especies de este estudio, presentaban capacidad de acumular Cr, Mn y Zn en su biomasa aérea y de excluir Cu: *C. ladanifer*, *L. stoechas*, y *T. mastichina*. En concordancia con la biodisponibilidad de estos metales en suelo, la acumulación de Mn y Zn era muy acusada en las poblaciones recogidas en los suelos más ácidos (esquistos), mientras que la acumulación de Cr era característica de las poblaciones de los suelos sobre ultrabásicas

(peridotitas). Los resultados de este estudio indican que estas tres especies podrían ser consideradas para su uso en fitoextracción. Además, estas especies están adaptadas a limitaciones ambientales muy severas, como déficit hídrico y nutritivo, temperaturas elevadas y suelos con escaso desarrollo, lo que amplía su interés para la revegetación de suelos contaminados.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Xunta de Galicia (proyectos de investigación PGIDT99MA20003 y PGIDT01AGR20001PR) y por la Comunidad Europea (HPMF-CT-2000-00811). Agradecemos la disponibilidad de la Dra. Ana M^a Carvalho del Instituto Politécnico de Bragança para mostrarnos las áreas serpentiniticas Trás Os Montes.

REFERENCIAS

- Adamo, P., Dudka, S., Wilson, M.J., Mchardy, W.J. (2002). Distribution of trace elements in soils from the Sudbury smelting area (Ontario, Canada). *Water Air Soil Pollut.* 137, 95-116.
- Adriano D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. New York: Springer-Verlag.
- Baker A.J.M., McGrath S.P., Reeves R.D., Smith J.A.C. (2000) Metal hyperaccumulator plants: A review of ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: Terry N *et al.*, editors. Phytoremediation of contaminated soil and water. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. p. 129-158.
- Baker, A.J.M., Walker, P.L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. En Shaw, A.J. (ed), *Heavy metals tolerance in plants: Evolutionary*

- aspects, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, pp. 156-177.
- Barceló J. y Poschenrieder C. (1997). Chromium in Plants. En: Canali S., Tittarelli F. and Sequi P. (eds), *Chromium Environmental Issues*. Italy: FrancoAngeli, Italy, p.101-129.
- Berti W.R. y Jacobs L.W. (1996). Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *J Environ Qual*, 25: 1025-1032.
- Brooks R.R. (1998). Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford, UK: CAB International.
- Brooks R.R. (1987). Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach. Portland, OR: Dioscorides Press.
- Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D., Jafrè, T. (1977). Detection nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.*, 7: 49-57.
- Calvo de Anta, R, Alvarez Rodríguez, E., López Mosquera, E. (1987a). Primeros datos sobre la especiación de Cr, Ni y Cu existentes en suelos serpentínicos de Galicia, en: *El suelo, Fertilidad y Fertilizantes*. EFCE Publication Series nº 68, ANQUE, 151-158.
- Calvo, R., Macías, F., Buurman, P. (1987b). Procesos de Alteración y Neoformación mineral en medios serpentínicos de Galicia. *Cuad. Lab. Xeol. Laxe*, 11: 161-170.
- Carballeira A., Devesa C., Retuerto R., Santillan E., Uceda F. (1983). Bioclimatología de Galicia. Conde de Fenosa, La Coruña: Fundación Pedro Barrié de la Maza.
- Chaney, R. L. (1983). Plant uptake of inorganic waste constituents. En: Parr, J. F., Marsh, P. B. y Kla, J. M. (Eds.). *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp., Park Ridge, pp. 50-76.
- Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W. (1995). Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. En: Hinchee, R.E., Means, J.L., Burris, D.R. (Eds.), *Bioremediation of Inorganics*. Batelle Press, Columbus-Richland, pp. 33-54.
- Ernst, W.H.O. (1990). Mine vegetation in Europe. En: Shaw, A.J. (ed), *Heavy metals tolerance in plants: Evolutionary aspects*, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, pp. 22-32.
- FAO. (1998). World reference base for soil resources. FAO, Rome: World Soil Resources Reports, No. 84.
- Greger M. y Landberg T. (1999). Use of willow in phytoextraction. *Int J Phytore*, 1:115-123.
- Iglesias, M. P. L., Ribeiro, M. L. y Ribeiro, A. (1983). La interpretación aloctonista de la estructura del Noroeste peninsular. Libro Jubilar J.M. Rios, Geología de España, Inst. Geol. Min., España, 1: 459-467.
- Kabata-Pendias A. y Pendias H. (1992). *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Korcak, R. F. y Fanning, D. S. (1985). Availability of applied heavy metals as a function of type of soil material and metal source. *Soil Science*, 140: 23-34.
- Marschner, H. (1995). Mineral nutrition of higher plants. 2nd Edition. Academic Press, New York.
- McGrath, S.P., Shen, Z.G., Zhao, F.J. (1997). Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant Soil* 188, 153-159.
- McGrath S.P., Zhao F.J., Lombi E. (2002). Phytoremediation of metals, metalloids and radionuclides. *Adv Agron*, 75:1-56.
- Meireles, C. (2000). Carta Geológica de Portugal à escala 1: 50.000. Notícia explicativa da Folha 3-D (Espinhosela). Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, 64 p.

- Menezes de Sequeira E. y Pinto da Silva A.R. (1992). Ecology of serpentinized areas of north-east Portugal. En: Roberts B.A. y Proctor J. (Eds). *The ecology of areas with serpentinized rocks*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers; pp. 169-197.
- Miner G. S., Gutierrez, R., King, L. D. (1997). Soil factors affecting plant concentrations of cadmium, Copper, and Zinc on sludge-amended soils. *J. Environ. Qual.* 26: 989-994.
- Morel, J.L. (1997). Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. En: J Tarradellas, G Bitton and D. Rossel. (Eds.), *Soil Ecotoxicology*. CRC Press Inc., Boca Raton, pp 141-176.
- Peech, M., Alexander, L. T., Dean, L. A., Deed, J. F. (1947). Methods of soils analysis for soil fertility investigations. U. S. D.A. Cir.
- Pereira, D. I. (1997). Sedimentologia e Estratigrafia do Cenozóico de Trás-os-Montes oriental (NE Portugal). Tese de Doutorado, Univ. Minho, 341 p.
- Reeves R.D., Brooks R.R., Dudley T.R. (1983). Uptake of nickel by species of *Alyssum*, *Bornmuellera* and other genera of old world tribus *Alysseae*. *Taxon*, 32:184-192.
- Ribeiro, A., Pereira, E., Dias, R. (1990). Structure of Centro-Iberian Allochthon in Northern Portugal. In: R. D. Dallmeyer y E. Martinez (Eds): *Pre-Mesozoic Geology of Iberia*. Springer Verlag, Heidelberg, 220-236.
- Robinson B.H., Mills T.M., Petit D., Fung L.E., Green S.R., Clothier B.E. (2000). Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant Soil*, 227:301-306.
- Ross, S. M. (1994). Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems En: Ross, S. M. (Ed.), *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley & Sons; Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, pp. 3-25.
- Sims J.L.y Patrick W.H. (1978). Distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Sci Soc Am J*, 42:258-262.
- Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., Griepink, B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities . *Int. J. Environ. Anal Chem.* 51: 135-151.
- Vergnano Gambi O., Gabbrielli R., Pancaro L. (1982). Nickel, chromium and cobalt in plants from italian serpentine areas. *Acta Oecologica*, 3: 291-306.
- Vinogradov, A. P. (1959). *The geochemistry of rare and dispersed chemical elements in soils*. ISBN 59-9231. Consultants Bureau Inc., New York. 209 p.
- Weng, L., Temminghoff, E. J. y Van Riemsdijk, W. H., 2001. Contribution of individual sorbents to the control of heavy metal activity in sandy soil. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 4436-43.

DIVERSIDAD: BIODIVERSIDAD EDÁFICA Y GEODIVERSIDAD

J. J. IBÁÑEZ MARTÍ y A. GARCÍA-ÁLVAREZ

Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, Madrid

Resumen. La diversidad es considerada como un atributo de las biocenosis, relacionado con importantes procesos ecológicos, y suele ser usada como un descriptor de la estructura de los ecosistemas, por cuanto se piensa que es el resultado de la interacción entre sus especies. Aunque el concepto de diversidad parece claro e intuitivo, su cuantificación plantea numerosos problemas y los procedimientos utilizados son muy variados. No obstante pueden ser agrupados en las siguientes categorías: (i) índices de riqueza, (ii) modelos de abundancia y (iii) algoritmos basados en la abundancia proporcional de los objetos.

El suelo es un subsistema con entidad propia dentro de los ecosistemas terrestres, que deriva del hecho de ser receptor neto de un flujo de energía contenido en la necromasa que se incorpora. Esta circunstancia da lugar a una gran diversidad estructural de la biocenosis heterótrofa que es capaz de utilizar dicha energía, aunque también pueden reconocerse una considerable cantidad de mecanismos funcionales que dotan al suelo de una enorme diversidad funcional. Sin embargo, existen muy pocos antecedentes, tanto en la literatura ecológica como en la de las CC. de la Tierra, sobre geodiversidad y las relaciones entre biodiversidad y diversidad de suelos.

En este trabajo se abordan los aspectos metodológicos más actuales para la medida de la diversidad en los ecosistemas, al tiempo que se indican los problemas específicos de su aplicación al medio edáfico, aunque se exponen resultados obtenidos en unidades abióticas (paisajes de suelos, edafotaxa o unidades geomorfológicas y litológicas) que son semejantes a los que aparecen en la literatura ecológica para los organismos vivos.

Palabras Clave. *biodiversidad, suelos, geodiversidad, biodiversidad edáfica, variabilidad espacial y variabilidad temporal, leyes potenciales, sistemas no lineales, biogeodiversidad y ambientes mediterráneos.*

INTRODUCCIÓN AL ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD

El concepto de diversidad es ampliamente utilizado en el ámbito de la ecología, aunque actualmente los especialistas distinguen varios tipos de diversidad biológica (Fig. 1). El enfoque más común suele asociarse al estudio del número de especies biológicas presentes en un determinado ecosistema, bioma, etc., pero cada vez se habla más de

la diversidad de los recursos genéticos. Otras aproximaciones profundizan en diversos aspectos estructurales de los ecosistemas. En este sentido cabe mencionar que la diversidad es considerada como un atributo de las biocenosis, relacionado con importantes procesos ecológicos (sucesión, madurez, estabilidad, etc.). Así, por ejemplo, para algunos autores, la diversidad parece aumentar en muchos casos conforme transcurre la sucesión ecológica (Magurran 1988). Adicionalmente, la

diversidad suele ser usada como un descriptor de la estructura de los ecosistemas, por cuanto se piensa que es el resultado de la interacción entre sus especies (Margalef 1972; Patil y Taillie 1979; Williams *et al.* 1994; May 1995). Aunque el concepto de diversidad parece claro e intuitivo, en la práctica su cuantificación ofrece numerosos problemas (Peet 1974), como veremos posteriormente y, en consecuencia, se han propuesto numerosos índices y modelos matemáticos para su estudio (Kempton y Taylor 1976; Magurran 1988). Por otro lado, el concepto de biodiversidad se encuentra más estrechamente vinculado con el inventario y conservación de las especies biológicas. Una de las definiciones más populares de diversidad ha sido propuesta por Roszenweig (1995), que la refiere en los siguientes términos:

“El concepto de diversidad consta de dos premisas primarias y dos juicios de valor insoslayables. Las premisas consisten en las propiedades estadísticas comunes a cualquier mezcla de objetos, con independencia de que estos sean bolas de colores diferentes, segmentos de DNA que codifican diferentes proteínas, especies o cualquier otro rango taxonómico, tipos de suelos, hábitats de un paisaje, etc. Cada uno de estos conjuntos de objetos pose dos propiedades fundamentales: (i) el número de diferentes tipos de objetos (p. ej. especies, tipos de suelos) que se encuentran mezclados en la muestra; y (ii) el número o la abundancia relativa de cada uno de estos objetos. Los juicios de valor son: si las clases seleccionadas son lo suficientemente diferentes como para ser consideradas tipos distintos; y (ii) si los objetos pertenecientes a una clase determinada son lo suficientemente similares para poderse considerar que pertenecen al mismo tipo. Sobre éstos elementos se sustenta la cuantificación de la diversidad biológica.”

A pesar del impacto de estos conceptos en el campo de la ecología, desafortunada-

mente apenas se han abordado estudios que demuestren su relevancia en el análisis de las estructuras abióticas de los ecosistemas y paisajes (Ibáñez 1995, 1996; Ibáñez *et al.* 1990, 1995a, 1995b, 1997, 1998a, 1998b). La caracterización y cuantificación de la diversidad de suelos, fisiografía, litología, etc., como recursos no renovables a escala humana, debería ser considerada a la hora de estimar el valor ecológico de un territorio (Ibáñez 1995; Ibáñez *et al.* 1995a). Paralelamente, este tipo de aplicaciones puede ser útil para explorar, cuantificar y comparar la complejidad de los paisajes de suelos, el modelado terrestre, etc.

Recientemente, estimulados por los movimientos conservacionistas y la cobertura mediática recibida por la Convención sobre Biodiversidad (UNEP, 1992) diversos investigadores de las ciencias de la tierra han comenzado a abordar el tema de la conservación de los recursos naturales no biológicos. EL Patrimonio Geológico y la Geodiversidad adquieren así un valor científico, cultural, educativo y/o recreativo, con independencia de su naturaleza: formaciones y estructuras geológicas, modelados del terreno, depósitos sedimentarios, minerales, rocas, fósiles, suelos y otras muchas manifestaciones de la geosfera que permiten conocer, estudiar e interpretar la historia geológica de la Tierra, los procesos que la han modelado, los climas y paisajes del pasado y presente y el origen y evolución de la vida sobre este planeta. De este modo, en la Declaración de Girona sobre el Patrimonio Geológico de 1997 se dice:

“La conservación de los Lugares de Interés Geológico es absolutamente necesaria e indisoluble con la del Patrimonio Natural y Cultural en general, (...) Cualquier política ambiental y de conservación de la Naturaleza que no contemple adecuadamente la gestión del Patrimonio Geológico, nunca será una política ambiental correcta. Es necesario que los responsables de las diferentes administraciones públicas y centros de investigación,

técnicos, científicos, investigadores, ambientalistas, naturalistas, ecologistas, periodistas y educadores, se movilicen activamente en una campaña de sensibilización del conjunto de la población a fin de lograr que el Patrimonio Geológico, indudable cenicienta del Patrimonio, deje de serlo, en beneficio de todos”.

Esta tarea comienza a ser abordada por iniciativas tales como:

- Comisión de Patrimonio Geológico de la Sociedad Geológica de España (<http://tierra.rediris.es/SGE/>)
- Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero (SEDPGYM) (<http://www.inicia.es/de/sedpgym>)
- European Association for the Conservation of the Geological Heritage (ProGEO) (<http://www.sgu.se/hotell/progeo/>)
- El Foro PatriGeo de la Red Iris (MCyT).

(ii) legislación; (iii) utilización didáctica de los lugares de interés geológico; (iv) patrimonio geológico, ordenación del territorio y estudios de impacto ambiental; (v) geoturismo; (vi) geoparques y museos, etc. Del mismo modo, la UNESCO estudia crear la etiqueta de “Geoparque”, equiparable a la de “Reserva de la Biosfera”.

Sin embargo, la práctica totalidad de estas iniciativas, al estar en sus comienzos, tienen una proyección mayoritaria meramente conservacionista. En otras palabras, se basan en el inventario o catalogación de lugares de interés que se deberían preservar por sus valores intrínsecos y, al contrario que en los estudios de biodiversidad, no existen líneas de investigación desarrolladas para analizar y comparar científicamente los patrones espacio-temporales de los recursos involucrados y, menos aún, la de éstos y los biológicos. Tan solo existe una excepción, que corresponde a los suelos.

CUANTIFICACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Los diferentes procedimientos para estimar la diversidad, independientemente del sistema natural considerado, pueden ser agrupados en las siguientes categorías (Magurran 1988):

1. Índices de riqueza: número de objetos contenidos en un determinado espacio (p. ej. número de especies biológicas, *edafotaxa*, tipos de geformas, unidades litológicas).
2. Modelos de abundancia: modelos de distribución que mejor se ajustan para describir la distribución de determinados tipo de objetos (p. ej. series geométricas, logarítmicas, potenciales, exponenciales).
3. Algoritmos basados en la abundancia proporcional de los objetos. En este caso la diversidad es definida en función del número de los diferentes objetos presentes (riqueza) y de su abundancia relativa (equitabilidad).

DIVERSIDAD GENÉTICA	DIVERSIDAD TAXONÓMICA	DIVERSIDAD ECOLÓGICA
Megagenoma global	Reino (División)	Biosfera
↓	↓	↓
Comunidad	Phylum	Bioma
↓	↓	↓
Población	Clase	Paisaje
↓	↓	↓
Organismo	Orden	Ecosistema
↓	↓	↓
Célula	Familia	Ecosistema
↓	↓	↓
Orgánulos	Género	Mosaico
↓	↓	↓
Cromosomas	Especie	Hábitat-Nicho

FIGURA 1. Patrones jerárquicos y escalas de diversidad genética, taxonómica y ecológica (modificado de di Castri & Younès 1996)

Así, de modo orientativo, algunos de los temas abordados en PatriGeo son: (i) patrimonio geológico y parques naturales;

Índices de Riqueza

Cuando existe la posibilidad de acotar el área de estudio en el *continuum* espacio-tiempo, así como de reconocer la totalidad de los objetos presentes, la estimación de la riqueza es muy útil. Si por el contrario, sólo podemos obtener una muestra de la población, es necesario distinguir entre *riqueza numérica* (Kempston, 1979) y *densidad* de los objetos (Hurlbert, 1971). Así, por ejemplo, en el caso de los inventarios de suelos y geomorfología, la primera consistiría en la razón entre el número de diferentes *taxa* encontrados (*edafotaxa*, unidades geomorfológicas) y el de objetos inventariados. Por el contrario la densidad da constancia del número de *taxa* por superficie muestreada. El inventario de las especies o *edafotaxa*, por ejemplo, de un determinado hábitat o localidad es necesario para la conservación de los recursos y el diseño de las reservas naturales que los alberguen (McBratney 1992, 1995; Ibáñez 1995, 1996; Ibáñez *et al.* 1998b; 2001b). Sin embargo existe una gran dificultad, a veces insuperable, a la hora de obtener un censo completo. Por estas razones se han desarrollado diversos algoritmos con vistas a estimar aproximadamente la riqueza total de la población (S_{\max}), a partir del inventario de ciertas muestras representativas de la misma (S_{obs}). Estos índices, por tanto ofrecen una valoración de la "integridad" del inventario, a la par que permite comparar la riqueza entre distintas localidades. La estimación de S_{\max} también está justificada para evaluar si, en términos esfuerzo y dinero, está justificado o no continuar muestreando (cuanto más se acerquen los valores de S_{\max} y S_{obs} menos lo está). Uno de los métodos más simples sería el denominado curva de acumulación de especies (p. ej. Soberón y Llorente 1993). Entre los más conocidos destacan los estimadores de Chao (1984, 1987), Chao y Lee (1992), los métodos de rarefacción (Heck *et al.* 1975; James y Rathbun, 1981), el denominado "Jackknife" (Heltshe y Forrester, 1983;

Palmer 1991). Entre los métodos no paramétricos cabe mencionar el propuesto por Smith y van Belle (1984). Colwell y Coddington (1994, 1995) y Southwood y Henderson (2000) entre otros ofrecen un sumario de los índices más utilizados para estimar S_{\max} .

Índices de Diversidad

Los índices basados en la distribución proporcional de los objetos son, en cualquier caso, los más utilizados en ecología. En ellos, la diversidad se divide en dos componentes bien diferenciados: riqueza y equitabilidad. Esta subdivisión es bastante lógica, por cuanto para dos unidades espaciales con el mismo tamaño e idéntica riqueza, la más diversa es aquella en donde la distribución de objetos distintos es equiprobable (todos los objetos distintos o *taxa* tendrían el mismo número de elementos o estos ocupan la misma extensión). En este sentido cabe mencionar que los distintos índices dan diferente peso a la riqueza y equitabilidad. De cualquier modo Hill (1973) y Magurran (1988) demuestran que la mayor parte de los índices propuestos en la literatura están estrechamente correlacionados. Así, por citar tan solo uno de los múltiples ejemplos, Bulmer (1974) y May (1975) demostraron que para muestras grandes, el índice de diversidad de Shannon se vincula al índice de diversidad α de las series logarítmicas mediante la siguiente relación matemática $H \cong 0.577 + \text{Ln}\alpha$, en donde 0.577 es la constante de Euler. Por estas razones, a pesar de la gran cantidad de índices que se han propuesto en la bibliografía, tan solo expondremos algunos ejemplos.

El índice de diversidad más utilizado proviene de la Teoría de la Información. Se trata del denominado índice de Shannon (Shannon 1948). Desde este contexto, la diversidad es equivalente al grado de incertidumbre o información existente al extraer al azar, o encontrar, un determinado elemento de un tipo de objeto determinado (p. ej. *taxa*) en la población muestreada. En otras palabras

cuantas más especies se presenten y cuanto más equitativamente estén distribuidas, mayor será la incertidumbre para encontrar un elemento de un tipo determinado dentro del espacio muestral. Más aún, el índice de Shannon posee estrechas conexiones matemáticas con el desarrollado por Boltzmann, con objeto de determinar la entropía estadística de los sistemas termodinámicos. Por esta razón, Shannon denominó a su algoritmo Índice de Entropía. Su expresión matemática es:

$$H' = \sum_{i=1}^{i=n} p_i \times \ln p_i$$

donde H' es la entropía negativa, negentropía o diversidad, y p_i la proporción de individuos o elementos de una determinada clase u objeto (p. ej. especies biológicas, tipos de suelos). El verdadero valor de p_i no suele conocerse (ya que sólo puede estudiarse una muestra de la población real), por lo que se estima mediante n_i/N , donde n_i es el número de individuos del objeto considerado (o su ocupación relativa del espacio), y N el número total de individuos (o el área total de la unidad espacial muestreada). Los valores de H' pueden variar entre 0 (ln de 1), si todos los individuos o elementos pertenecen al mismo tipo de objeto, y $\ln N$, si el número de objetos es igual al número de individuos. El índice (S) alcanza valores máximos; para una riqueza dada, cuando todos los objetos están representados por el mismo número de elementos. Un índice semejante y, también procedente de la Teoría de la información es el de (Brillouin 1956), el cual se calcula mediante la ecuación:

$$HB = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N}$$

La principal diferencia entre estos dos índices estriba en que el de Shannon no depende del tamaño muestral, al contrario que el de Brillouin. Aunque diversos autores coinciden en que el segundo es más apropiado que el primero, en la práctica la mayoría

de los autores siguen haciendo uso del índice de Shannon debido a la facilidad de su cálculo (Magurran, 1988). La aplicación del índice de Shannon para la estimación de la biodiversidad ha suscitado algunas polémicas (Ibáñez *et al.* 1998a, 1998b; Odeh 1998; Camargo 1999; Ibáñez y de Alba, 1999, 2000). Desde el punto de vista matemático Martín y Rey (2000) muestran que no existen razones para rechazar su uso, tal como propusieron Ibáñez *et al.* (1990, 1995 y 1998a). Ciertos ecólogos como Camargo (1999) critican la aplicación de las herramientas para la estimación de la diversidad a recursos naturales (refiriéndose concretamente a los suelos) que varían más de un modo continuo que discreto por lo que sus clasificaciones son artificiales, al contrario que las biológicas que son naturales. Algunos edafólogos matemáticos (Odeh y Finke, com. pers.) son de la misma opinión. Sin embargo, Ibáñez *et al.* (2001c) responden que el dilema naturalia / artificialia se remonta a las controversias ya suscitadas entre Linneo y Buffon en el siglo XVIII, sin que se haya resuelto hasta la fecha. Más aún Ibáñez *et al.* (2001c) basándose en argumentos epistemológicos y filosóficos, demuestran como el mencionado dilema sólo puede entenderse en el contexto de una filosofía empirista actualmente obsoleta, mientras que la esencia de "naturalidad" o "artificialidad" es un problema ontológico y no científico, como también apuntan diversos taxónomos en el campo de la biología, o al discutir sobre el concepto de especie. Efectivamente, para muchos de ellos los organismos biológicos, al menos en muchos taxones, también pueden variar de un modo continuo, más que discreto (Sattler 1986; Ibáñez *et al.* 2001c). En consecuencia sus críticas carecen de sentido. Por otro lado, si se usan los argumentos del continuum edáfico, la cuantificación de la diversidad de ecosistemas y biocenosis, por ejemplo, también quedaría descartada, por variar estos del mismo modo que los suelos (Ibáñez *et al.* 1998b, 2001c). Otros muchos

ecólogos de prestigio opinan que existen las mismas dificultades conceptuales y epistemológicas para estimar la diversidad de cualquier recurso, con independencia de su naturaleza (ver la definición de Rosenzweig 1995). Del mismo modo, Ibáñez *et al.* (1999) constatan como la estructura matemática de las clasificaciones biológicas (Minelli 1993) y edafológicas es exactamente la misma, no existiendo argumento alguno para pensar que una es más natural que la otra (ver también Mosterín 1984).

Como puede deducirse de lo anterior, las herramientas para la estimación de la edafo-diversidad soslayan la distribución espacial de los objetos. Este último aspecto concierne a lo que se ha convenido en denominar análisis de la variabilidad espacial y es objeto de estudio de la geoestadística, entre otras disciplinas (McBratney 2000). En la naturaleza, los valores de H' suelen oscilar entre 1.5 y 3.5, excediendo raramente de 4.5 bits, cuando la base logarítmica es igual a 2 (Margalef 1972). La entropía máxima H_{max} para una cierta riqueza se da cuando la distribución de objetos es equiprobable, es decir, si en términos matemáticos se cumple la condición:

$$H' = H_{max} = \ln S$$

donde S es la riqueza. La relación entre negentropía observada y negentropía máxima puede utilizarse como estima de la equitabilidad E (Magurran 1988), cuya expresión matemática sería:

$$E = H'/H_{max} = H'/\ln S$$

De este modo, E puede adquirir cualquier valor entre 0 y 1, donde 1 representa la condición de equiprobabilidad en la distribución de los elementos entre objetos, ya sea en número o en área, y 0 la posibilidad menos equitativa. Existen otras alternativas para estimar E , sin

embargo, Magurran (1988) demuestra que, como en el caso de la diversidad, todas están correlacionadas.

Modelos de distribución de abundancia

Willis (1922) y Willis y Yule (1922) constataron como todos inventarios, e incluso la estructura matemática de las taxonomías biológicas, se ajustan a un modelo de distribución muy general que denominaron "Hollow Curves" [curvas huecas] (Figura 2). Desde entonces se ha demostrado que este modelo es ubicuo, tanto en las estructuras bióticas como en las abióticas, así como en los aspectos sociales y económicos (May, 1975; De Cola 1985; Ibáñez y Carrera 1999; Ibáñez *et al.* 2001a). Se trata de una serie geométrica, en su sentido más amplio, a la que pertenecen todos los modelos que discutiremos a continuación. Ibáñez *et al.* (2001a) comprueban su existencia en la distribución de abundancia de los *edafotaxa* en las islas del Egeo (ver más adelante) y en las taxonomías edafológicas (Figura 3).

Los *modelos de distribución de abundancia* (ADMs en su terminología inglesa), también denominados relaciones $S:N$ por Southwood y Henderson (2000). (p. ej. series geométricas, series logarítmicas, distribuciones lognormales, distribuciones gamma, leyes potenciales, modelos de palo quebrado o bastón roto, etc.) son herramientas estadísticas que los ecólogos han aplicado durante décadas para analizar las regularidades intrínsecas en diversas entidades biológicas y ecológicas, abstractas o delimitadas en el espacio y/o el tiempo (Tokeshi 1993). En consecuencia, como en el caso de los índices de riqueza y diversidad, resulta interesante aplicar estas técnicas en el ámbito de otros recursos naturales no biológicos, con objeto de detectar las similitudes y diferencias entre las entidades de estos recursos (Ibáñez *et al.* 1995, 1998a). Los ADMs son, al menos desde el punto de vista matemático, las herramientas que ofrecen una descripción más

completa de la información. Sin embargo su uso es más complicado de lo que pudiera parecer a simple vista, dando lugar a contro-

versias interminables, como en el caso de los índices de diversidad (Tokeshi 1993; Ibáñez y de Alba, 2000).

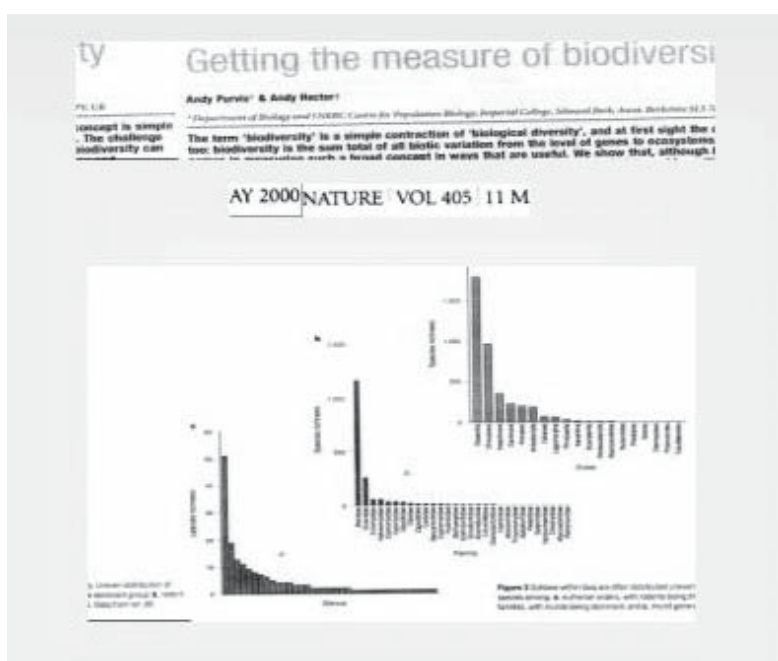


FIGURA 2: Las “Hollow Curves” en los inventarios de biodiversidad

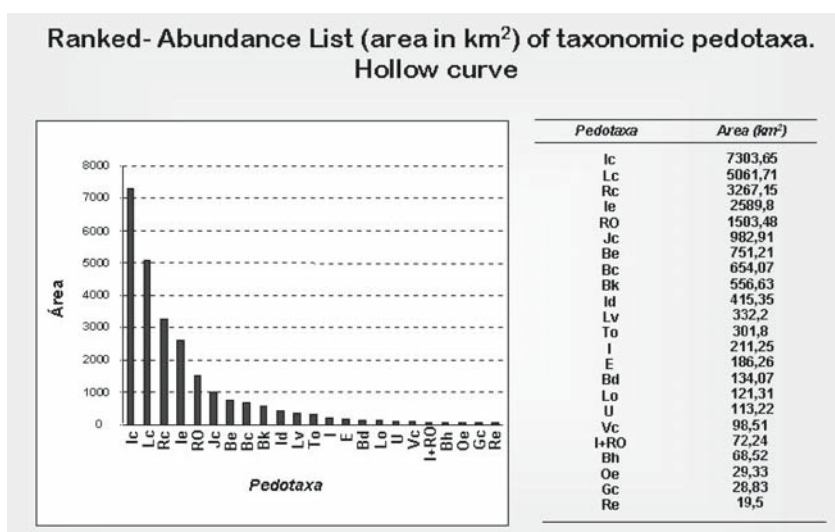


FIGURA 3: Las “Hollow curves” en el mundo edafológico (edafotaxa en las islas del Egeo)

Más recientemente se han propuesto otro tipo de modelos, incorrectamente denominados biológicos. Estos últimos pueden dividirse entre los modelos orientados a la partición de nicho y los que no lo son (Tokeshi 1993). De acuerdo con este autor, los modelos biológicos son más útiles que los mencionados con anterioridad (a los que denomina estadísticos) en lo que se refiere a la interpretación del ensamblaje de especies en comunidades. Sin embargo, nuestra opinión, así como la de algunos matemáticos que los han analizado (p. ej. J Caniego y F. San José de la ETSI Agrónomos, UPM) es que éstos sólo constituyen modelos de fragmentación de objetos, ya estudiados en el ámbito de las matemáticas, por lo que su "significación biológica" es tan cuestionable como la de los modelos estadísticos. Más aún, a menudo sus resultados pueden formalizarse igualmente mediante ciertos modelos de distribución estadísticos. Por otro lado, algunos ecólogos están haciendo uso de modelos de simulación con vistas a testar los modelos previos propuestos en la literatura. Finalmente, Frontier (1987) introdujo una familia de modelos a los cuales denomina de Zipf-Mandelbrot, previamente usados en contextos lingüísticos y socioeconómicos y posteriormente modificados por Mandelbrot con vistas al análisis fractal del contenido de información (Zip 1949, 1965, Mandelbrot 1975; 1977, 1982, Tokeshi 1993).

A pesar de que en la bibliografía se han detallado numerosos modelos de distribución de abundancia, la mayor parte de los trabajos publicados tan solo suelen tener en cuenta cuatro: series geométricas, logarítmicas, logaritmo normal y palo quebrado. Las razones son explicadas por Magurran (1988) y según esta autora existe un orden secuencial de estos modelos de menor (en las distribuciones geométricas unos pocos objetos son muy abundantes, mientras que la mayoría son muy infrecuentes o ocupan escasa extensión) a mayor (palo quebrado) grado de equitabi-

lidad de los datos. Las distribuciones logarítmica y normal logarítmica, se caracterizan por tener grados de equitabilidad intermedios entre las dos anteriores. De acuerdo al modelo de palo quebrado, el número o la extensión ocupada por cada taxa u objeto distinto estudiado se distribuiría de manera similar a un palo roto, aleatoria y simultáneamente en trozos de todos los tamaños (MacArthur y Wilson 1963, 1967).

Al representar los datos en los denominados gráficos de rango-abundancia (Figs 4 y 5; ver también resultados y discusión en el apartado de geodiversidad), las series geométricas y logarítmicas tienden hacia líneas rectas (Figs 6 y 7), mientras que las distribuciones logaritmo normales y de bastón roto (o palo quebrado) se comportan del mismo modo cuando los datos de los datos del rango, pero no los de abundancia han sido sometidos a una transformación logarítmica (Fig 8) (Whittaker, 1970, 1972, 1977; May 1975).

Mientras el análisis de los patrones de abundancia de las especies pueden, en teoría, ser estudiados en cualquier tipo de comunidad (Hughes 1986), estos sólo son relevantes si se pueden conocer *a priori* los cambios en los mencionados patrones asociados a las perturbaciones naturales o las degradaciones antrópicas. En otras palabras primero deben conocerse los modelos a los que se ajustan comunidades "verdaderamente" inalteradas, para posteriormente centrarse en los cambios debidos a las modificaciones mencionadas. Así, por ejemplo, May (1975, 1981) encuentra que la mayor parte de las comunidades inalteradas, la distribución de especies suele ajustarse con preferencia a la serie normal logarítmica. Sin embargo, las comunidades pobres en especies (primeros estadios de una sucesión ecológica) o sujetas a estrés, suelen ajustarse a las series con menor equitabilidad (logarítmica y geométrica). Lo mismo parece ser cierto para pequeñas muestras de comunidades extensas. De este modo el cambio de ajuste de una distribución lognormal a

otra geométrica o logarítmica ha sido utilizado como indicador indirecto de impactos ambientales (Gray, 1979, 1981, 1983; Gray y Mirza, 1979; Gray y Pearson, 1982). En el caso de las pequeñas muestras tomadas de extensos conjuntos de especies, el ajuste a las series geométricas y logarítmicas ha sido justificado por el modo de distribución espacial de los organismos vivos (Tokeshi 1993). En

efecto si los individuos de las especies se distribuyeran uniformemente o aleatoriamente a lo largo de una comunidad el ajuste debiera ser a una lognormal. Sin embargo este no suele ser el caso, sino que aparecen agrupados en lo que se denomina “distribuciones contagiosas”. Bajo estas circunstancias es donde las distribuciones menos equitativas desplazan también a las más equitativas.

**Ranked-Abundance List of the models and observed values
(Logarithmic scale)**

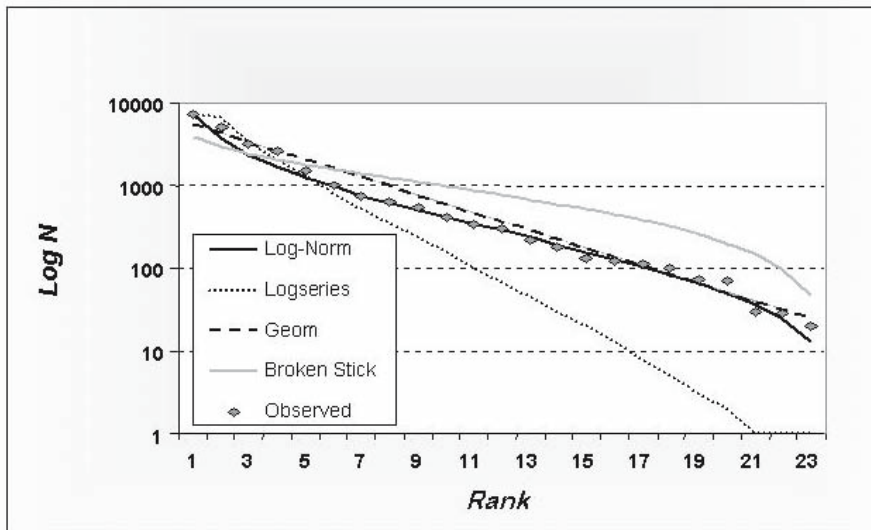


FIGURA 4. Representación Rango-Abundancia. Distribución de edafotaxa en las islas del Egeo

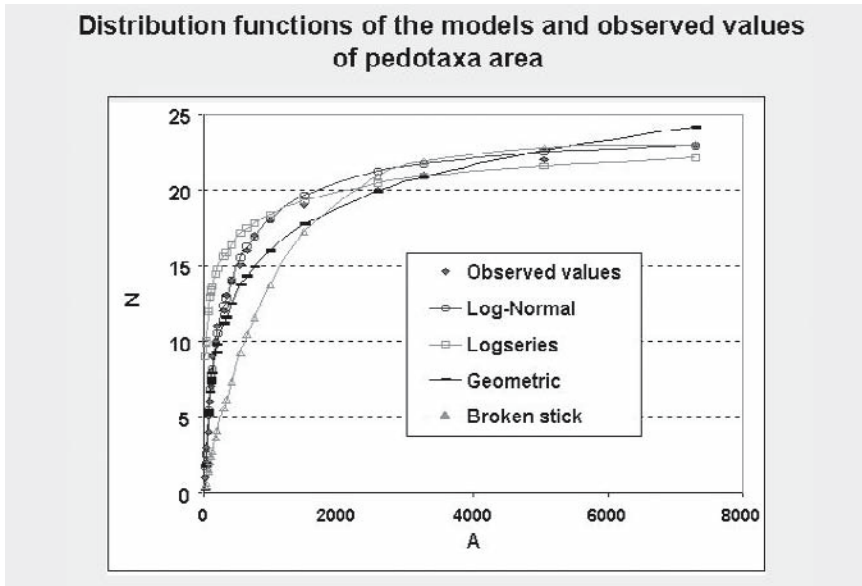


FIGURA 5. Representación de los datos de la figura 4 en un gráfico de funciones de distribución

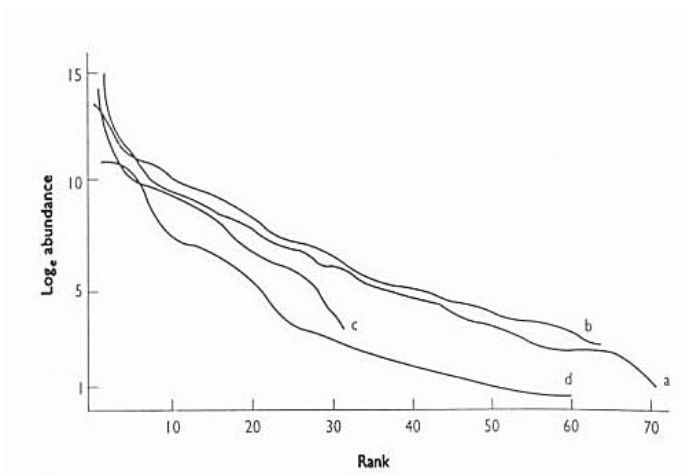


FIGURA 6. Tendencia de la representación en gráficos de rango-abundancia para comunidades marinas de peces

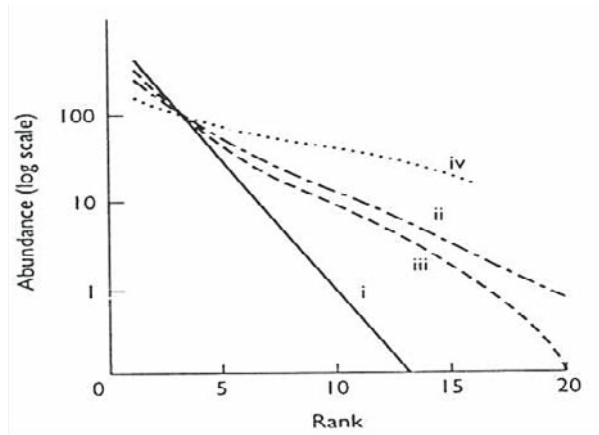


FIGURA 7. Representación en gráficos de rango-abundancia de las series: geométrica (i), logarítmica (ii), logaritmo-normal (iii) y el modelo de palo quebrado (iv)

Por otro lado, de los primeros comentarios del párrafo anterior se desprende la necesidad de (i) elaborar un inventario georreferenciado y (ii) monitorizar los cambios acaecidos en el tiempo. No es posible una buena monitorización sin un inventario previo. Mientras en los primeros estudios se trabajaba mayoritariamente sólo con inventarios, debido al tiempo requerido para la monitorización,

actualmente los responsables de las políticas científicas sólo desean invertir en ésta última, soslayando la necesidad de disponer de inventarios (p. ej. de biodiversidad y suelos). Se trata de un ejemplo de cómo las políticas científicas pueden ser una barrera para el avance del conocimiento científico a la par que despilfarradores de unos recursos financieros escasos.

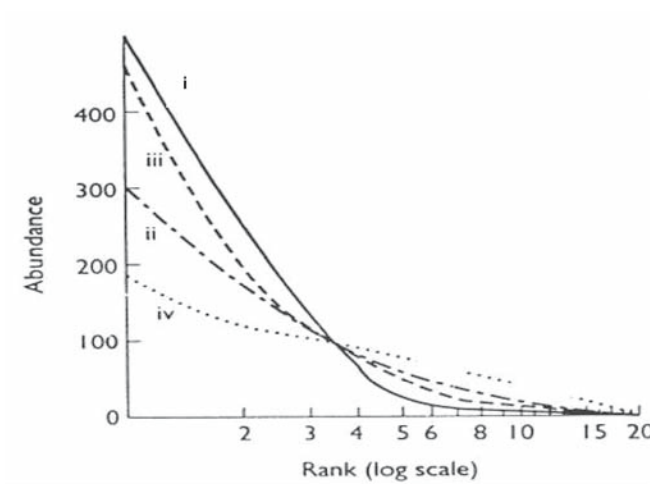


FIGURA 8. Gráfico de rango-abundancia con el rango en escala logarítmica. Serie: geométrica (i), serie logarítmica (ii), distribución logaritmo-normal (iii) y modelo de palo quebrado (iv)

En el apartado siguiente se detallarán las características de diferentes modelos de distribución de abundancia (ADMs), y se abordará su proyección actual en ecología. Seguidamente, en otro apartado, se presentarán ejemplos de su aplicación a ejemplos edafológicos concretos (p. ej. Las Islas Británicas y del Egeo, así como a la Península Ibérica). En otro apartado, se esbozarán ciertas consideraciones sobre la posible huella de estructuras fractales (p. ej. la ubicuidad del exponente $z=0.25$ de las denominadas curvas especies-área o SPARs).

Series Geométricas

Si suponemos que el primer *taxa* ocupa una fracción (K) de un hábitat previamente vacío, y los siguientes *taxa* colonizan secuencialmente la misma fracción K del espacio restante dejado por las anteriores, hasta terminar por colmatarlo, en un gráfico de rango abundancia obtenemos la línea recta que corresponde a una serie geométrica, tal como mostró Motoruma en 1932. Este modelo también ha sido denominado hipótesis de “apropiación” o “relleno” del nicho (niche-pre-emption hypothesis). El modelo fue muy utilizado en la descripción

de la diversidad de plantas vasculares en los ambientes templados (McNaughton y Wolf 1970; Whittaker, 1970, 1972). May (1975) muestra que la aproximación de Odum *et al.* (1960), que expresa los resultados en términos del número de especies y sus respectivas abundancias (Fig. 9) en lugar de utilizar un gráfico de rango-abundancia, da lugar al mismo modelo de distribución.

Series logarítmicas (o logseries)

Originalmente propuestas por Fisher (Fisher *et al.* 1943), como una de las mejores distribuciones para describir la abundancia de las especies, ha sido posteriormente criticada por la ausencia de bases biológicas (teoría) en lo concerniente a la interacción de las especies (Kempston y Taylor 1974; May 1975). Al principio fue ampliamente aceptada, debido a que la abundancia en el reino animal, especialmente de insectos, se ajustaba bastante bien a este modelo, cuando se representaba en gráficos de rango-abundancia. Las especies, estarían alineadas de mayor a menos abundancia, siguiendo la siguiente serie:

$$\alpha x, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3$$

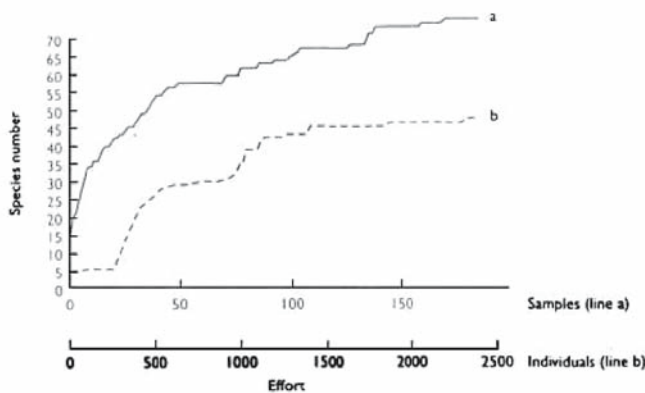


FIGURA 9. Representación de la serie geométrica en un gráfico de especies-abundancia

Cabe señalar que α también a sido propuesta por diversos autores como índice de diversidad (Magurran 1988). Las logseries también podrían considerarse como una aproximación adecuada a las distribuciones de tipo gamma, de máxima varianza, poco utilizadas en los estudios de biodiversidad y de las cuales la binomial negativa es una de las más conocidas (Kempton y Taylor 1974). Los modelos de tipo gamma suelen aparecer como resultado de fenómenos en los que interaccionan dos procesos distintos. May (1975) sugiere que las series geométricas, o lo que es lo mismo, la hipótesis de “apropiación” de nicho, se adaptan a situaciones en las que el hábitat se va rellenando secuencialmente, suponiendo que las especies alcanzaran dicho hábitat a intervalos uniformes de tiempo: Por el contrario, la aparición de las logseries tendría lugar cuando las mencionadas especies llegaran a intervalos de tiempo irregulares, o mejor dicho al azar. (Boswell y Patil 1971). Como ya se ha indicado serie se aproxima a una línea recta, al representarse en un gráfico de rango-abundancia (Fig. 7). En términos más formales, la relación entre el número de especies S y el de individuos N puede expresarse mediante la siguiente ecuación:

$$S = \alpha \log_e [1 + N/\alpha],$$

en donde, como ya comentamos α puede considerarse como un índice de diversidad. Alternativamente, si se hace más énfasis en el parámetro de muestreo X , el número esperado de especies en una muestra de N individuos, S_N , puede obtenerse a partir de la siguiente expresión:

$$\alpha X^N / N$$

Williams (1947, 1964) elaboró una tabla y un gráfico con vistas a estimar α , partiendo del número total de especies e individuos recolectados (obviamente en aquella época no se disponía de computadores).

Distribución logaritmo-normal (Lognormal)

Preston (1948) sugirió que las distribuciones logaritmo-normales eran las que mejor explicaban las pautas de distribución de abundancia de las especies, bajo las siguientes premisas: (i) que los individuos se distribuyeran entre las especies normalmente (es decir según una campana de Gauss) y (ii) que el crecimiento de las poblaciones fuera geométrico (ver también Williams, 1964). May (1975) detalla el conjunto de “razones” biológicas por las que las distribuciones logaritmo-normales pueden aplicarse tanto a comunidades en equilibrio como a otras oportunistas. Preston (1948, 1960, 1962a y 1962b) analizó el ajuste de numerosos muestreos, confeccionando gráficos cartesianos en los cuales se representaban las frecuencias de las especies frente a sus respectivas clases de abundancia en escala logarítmica (Fig. 10). Este autor hizo uso de los logaritmos en base 2, de tal modo que cada clase u “octava” significaba una duplicación del tamaño de la población. En este tipo de gráfico, la abundancia de las especies en el pico de la curva corresponde a la moda de la distribución (N_0) mientras que las “octavas” (R) se calculan mediante la siguiente expresión matemática:

$$R_i = \text{Log}_2 (N_i / N_0)$$

Preston señaló que el tamaño de la muestra suele ser demasiado pequeño para detectar las especies que debieran aparecer en las octavas, que incluirían las especies más raras. Mas concretamente Preston comentaba que tales especies quedaban ocultas tras la “línea de velo”. En otras palabras, lo más normal es que los muestreos sólo recogieran aquellas especies que se sitúen a la derecha de la línea de velo. En la Fig. 10, puede observarse que, si la línea de velo alcanza N_0 o cualquiera de las octavas de signo positivo, la curva se aproxima a una línea recta como se muestra en la Fig. 8, con los ejes invertidos. Pero si los

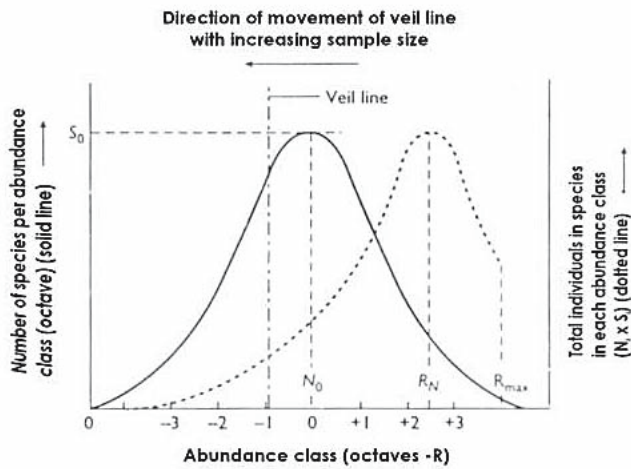


FIGURA 10. Representación de la serie logaritmo-normal en un gráfico de especies-abundancia

muestreos fueran lo suficientemente intensos, como expuso Southwood (1996) para los *Heteroptera*, se aprecia una curva en campana bastante completa, siendo las clases menos abundantes (singletons) las que corresponden a las especies denominadas “vagabundas”, “turistas” u “ocasionales”, según las preferencias de vocabulario. Preston reconoció que los gráficos de individuos agrupados por clase frente a las clases de abundancia (línea discontinua de la Fig. 10) podrían no describir la curva de campana completa, sino que quedaría truncada en su cresta la denominada “condición canónica”. En estas condiciones, $R_N = R_{max}$ (Fig. 10). Dicho de otro modo, según Preston, la distribución logaritmo-normal truncada finaliza en la mencionada cresta (a diferencia de lo que puede observarse en la Fig 10), y dificulta el ajuste de los datos. No obstante, tanto Bullock (1971) como Gage y Tett (1973) si lo consiguieron. Kempton y Taylor (1974) y Bulmer (1974) mostraron que el problema es más fácil de abordar si, como en las distribuciones logaritmo-normales de Poisson, se abordan los parámetros S_{obs} y σ^2 (la varianza). Como Preston (1948)

determinó, la constante de dispersión puede hallarse mediante la siguiente expresión:

$$a = (2\sigma^2)^{-\frac{1}{2}}$$

en la que α es independiente del tamaño muestral. En este sentido, una razón estadística muy útil resulta ser:

$$a = \frac{R_N}{R_{max}} = \frac{\ln 2}{2a(\ln S_{obs})^{\frac{1}{2}}}$$

Preston (1962) analizó una amplia cantidad de datos (en una época en la que no se disponía de los potentes ordenadores actuales) y comprobó que, para grandes valores de S_{obs} , por término general se cumplía que $\gamma \approx 1$. Del mismo modo, y bajo idénticas circunstancias (S_{obs} altos), Hutchison (1953) había observado que, en la mayoría de los casos, $a \approx 0.2$. Una explicación plausible de estos resultados fue aportada posteriormente por May (1975). En consecuencia los datos parecían ajustarse preferentemente a un tipo muy concreto de distribución logaritmo-nor-

mal, denominada canónica truncada. Todos estos desarrollos matemáticos son actualmente conocidos bajo la denominación de Teoría Lognormal (Rosenzweig 1998, 1999).

Modelo de palo quebrado de MacArthur (MacArthur's broken stick model)

Al desarrollar un análisis teórico de cómo un nicho ecológico evoluciona mediante un proceso de fragmentación, que también podría aplicarse a una superficie del modelado terrestre que, partiendo de unos sedimentos jóvenes, más o menos homogéneos en su composición, da lugar a distintos *edafotaxa* según avanza la edafogénesis, MacArthur (1957, 1960, 1964, 1965) postuló tres diferentes modelos. Uno de ellos fue el que recibió más atención y se le denomina "broken stick model" (traducido al castellano como palo quebrado, vara quebrada, bastón roto, etc.). Este asume que el nicho se divide como un palo que se fragmenta simultáneamente al azar en piezas de todos los tamaños. La abundancia del trozo más frecuente (especie, *edafotaxa* o cualquier otra categoría) puede obtenerse mediante la siguiente expresión:

$$N_i = \frac{N_T}{S_{obs}} \sum_{n=i}^{S_{obs}} \frac{1}{n}$$

La estructura matemática del modelo fue investigada posteriormente por Webb (1974). Este modelo da lugar a una distribución de abundancia de especies más equitativa que en los descritos anteriormente. La distribución sólo presenta un parámetro (S_{obs}). Una razón habitualmente calculada en los estudios faunísticos es f , la cual puede definirse como el número total de individuos (N_T) dividido por la abundancia de la especie menos frecuente. Del algoritmo anterior se desprende que en el modelo de MacArthur tal razón correspondería a N_T/N_{obs} y, como May (1975) mostró poco después, $f = S_{obs}^2$. Ibáñez *et al.* (1998a) muestran como la fragmentación de la edafosfera a escala global en diferentes tipos de *edafotaxa*, de acuerdo a las Claves

de Suelos de la FAO (1971/1981), se ajusta al 100% a este modelo.

Los problemas de los Modelos de Distribución de Abundancia (DAMs)

Ibáñez *et al.* (2001a) resumen las principales limitaciones de los modelos de distribución de abundancia descritos en ecología y edafología. Estas serían: (i) la anarquía metodológica existente a la hora de organizar y ajustar los datos brutos a los distintos modelos propuestos (May 1975; Tokeshi 1993); (ii) la enorme disparidad y las notables deficiencias en los diseños de muestreo, que dificultan la comparación de resultados y, por tanto, la detección de regularidades (Tokeshi 1993); (iii) en pocas investigaciones se han probado simultáneamente las distintas distribuciones propuestas en la literatura; (iv) generalmente la elección de los modelos a ensayar varía según las épocas, ya que está condicionada por teorías de moda y los criterios de autoridad del "establishment;" (v) la dificultad de las pruebas de bondad de ajuste a la hora de detectar cuales son los modelos que mejor se adaptan a los datos (Magurran 1988); (vi) establecer que modelos deberían utilizarse, en función del tamaño muestral y las características de los datos; (vii) la falta de criterios para delimitar en el espacio y el tiempo las entidades analizadas (Tokeshi 1993); (viii) la existencia de modelos potenciales de distribución que se ajusten mejor a los datos que los utilizados hasta la fecha; (ix) el hecho de que los modelos de distribución de abundancia a los que se ajustan los datos, varían con la intensidad del muestreo, el tiempo de observación o el área considerada, para entidades cuya delimitación espacial es inherentemente ambigua (May 1975; Tokeshi 1993; Rosenzweig 1995, 1998, 1999).

Debido a la confusión que existe en la bibliografía sobre los modelos de distribución de abundancia, comenzamos a reexaminar el contenido de las publicaciones sobre el tema según su cronología. En realidad,

como en el caso de los índices de diversidad, las conclusiones que pueden extraerse de este ejercicio intelectual pertenecen más al campo de la sociología de la ciencia, que a ésta última. Es imposible detallar aquí toda su historia. Tan sólo se harán unos breves comentarios.

En primer lugar, existen dudas razonables de que buscar una “significación biológica” a los modelos haya sido una actitud fructífera. Los escenarios se ajustan a unos modelos o no. La significación biológica, que en un momento dado parece improbable o se desconoce, puede resultar más plausible tiempo después. Por estas razones modelos que al principio resultaron rechazados fueron aceptados con posterioridad. Así por ejemplo, el ajuste a una potencial era descartado debido a su falta de “sentido biológico”. Pero con la emergencia de la geometría fractal comenzaron a encontrarse explicaciones plausibles a esta distribución.

Por otro lado, las dificultades de cálculo de los primeros tiempos, debido a la ausencia de computadores, sesgaron los modelos analizados. Del mismo modo el peso de las diversas escuelas “invisibles” (o criterios de autoridad) han condicionado a lo largo de la historia las preferencias de los especialistas. Más aún, la inercia histórica se ha traducido en que sólo se tuvieron en cuenta ciertos modelos de distribución, entre todos los existentes en la literatura matemática. Así, si seleccionamos un conjunto determinado de datos que aparecen en la bibliografía y utilizamos programas informáticos actuales sobre modelos de distribución, al ajustar esos datos se comprobará que, generalmente, suele haber una o más distribuciones que se ajustan mejor que las que los autores daban por válidas en su momento. Por ello es muy común que datos que parecían ajustarse a una distribución logaritmo-normal, a una serie geométrica o a una logarítmica, se ajusten mejor a una potencial o al modelo Weibull. Finalmente hay que advertir que los mismos

datos pueden ajustarse a diferentes distribuciones según los programas informáticos empleados, los test de bondad de ajuste escogidos, la agrupación de los datos brutos en clases, o según la base logarítmica utilizada.

A pesar de todas estas dificultades nadie debe dudar que resulta necesario analizar a que modelos de distribución se ajustan unos datos. El problema es que un buen ajuste requiere una cantidad de datos que es inusual en la mayoría de los muestreos realizados hasta la fecha y recogido en las diferentes publicaciones. En consecuencia los resultados de los ajustes a modelos de distribución deben ser interpretados con suma precaución.

Diversidades α , β y λ

En función de la escala utilizada es posible distinguir entre varios tipos de diversidad. Whittaker (1972,1977) (ver también las ligeras modificaciones propuestas por Southwood y Henderson 2000) distingue cuatro tipos distintos: (i) diversidad puntual o α (que correspondería a la parcela de muestreo representativa de una comunidad o habitat y edafológicamente a un polipedión), (ii) diversidad β (p ej. biocenosis, asociaciones de suelos o geoformas), (iii) diversidad γ (ecosistemas y asociaciones de suelos en un paisaje) y (iv) diversidad ϵ (diversidades de tipo regional). La diversidad de tipo ϵ correspondería pues a la interacción de las diversidades precedentes.

En la bibliografía ecológica se denomina diversidad β a cualquier algoritmo que sirva para estimar la distancia o su opuesto, la similitud, entre dos entidades espaciales cualesquiera (paisajes de suelos, biocenosis etc.) en función de los objetos que las integran (especies biológicas, *edafotaxa*) [ver Tabla 1, adaptada al tema de la edafodiversidad]. Con tal motivo se ha propuesto una gran cantidad de algoritmos distintos (Magurran 1988). Sin embargo, cuando se habla de biodiversidad no suele tenerse en cuenta la diversidad β . Además, hay que mencionar que algunos autores restringen el concepto de diversidad

β a una medida de la tasa y extensión de los cambios en la composición de especies que ocurren a lo largo de un gradiente, al pasar de unos hábitats a otros

TABLA 1. Ejemplo de aplicación de las diversidades de escala y diversidades β en el ámbito de la cartografía de suelos, a escala 1:250.000 (Ibáñez *et al.* 1997)

Estructura del paisaje	Jerarquía de unidades cartográficas de suelos	Escala	Diversidad de escalas	β diversidad
Micro-hábitat	polipedón	(10^4 - 10^1 ha)	Diversidad puntual	Diversidad entre pedones
Hábitat	unidades de mapeo menores	(10^2 - 10^3 ha)	Diversidad α	Diversidad entre unidades de mapeo
Paisaje	unidades de mapeo mayores	(10^4 - 10^5 ha)	Diversidad γ	Diversidad ínter paisajística
Región	región de suelos	($\geq 10^6$ ha)	Diversidad ϵ	Diversidad interregional

Existen relaciones implícitas entre estos estudios y los análisis de variabilidad espacial mediante técnicas geoestadísticas. Así, por ejemplo, suele ser muy frecuente que la varianza incremente con el logaritmo de la distancia (McBratney 1995). Ciertos trabajos parecen demostrar que un aumento del área muestral va acompañado de un cambio en los modelos de distribución, de tal modo que incrementan su equitabilidad (p. ej. de las series geométricas y logarítmicas suelen cambiar a logaritmo-normales o distribuciones de palo quebrado). Esto parece ser cierto tanto para la biodiversidad, como para ciertas estructuras abióticas (Magurran 1988; Ibáñez *et al.* 1995a, 1998a). Como ya comentamos anteriormente, los estudios sobre la diversidad de las estructuras abióticas del paisaje (que denominaremos geodiversidad) apenas se han abordado. ¿Existen elementos comunes entre biodiversidad y geodiversidad?

LA DIVERSIDAD EN EL ESPACIO Y EL TIEMPO

Relaciones especies-área (SPARs) y la teoría de la biogeografía insular

El tema de las relaciones entre el número de especies y el tamaño del área muestreada, también conocido en la literatura anglosajona

como *curva especies-área* (SPARs) es una de las líneas de investigación que más interés ha despertado en los estudios sobre diversidad (Miller y Wiegert 1989; Durrett y Levin 1996). Tales relaciones han sido utilizadas para estimar las dimensiones mínimas requeridas en el análisis de las comunidades biológicas y para determinar áreas óptimas de reservas naturales. Sin embargo, al margen de la riqueza, otros índices de diversidad han sido poco estudiados en relación con el área. En líneas generales, los resultados obtenidos hasta el momento parecen demostrar que al incrementar el tamaño del área diez veces se duplica el número de especies. Es decir se presentan funciones potenciales o de escala (MacArthur y Wilson 1967). Estos últimos autores proponen el siguiente algoritmo:

$$S = C \cdot A^z$$

donde *S* es la riqueza, *A* el área muestreada, *C* una constante empírica y *z* la pendiente de la curva que se obtiene al representar gráficamente el logaritmo del número de especies de una muestra frente a su tamaño. *C* y *z* varían de un grupo taxonómico a otro (p. ej. aves o plantas vasculares) y de un área geográfica a otra. El valor de *z* para el conjunto de la fauna mundial oscila, según el taxón, entre

0.15 y 0.35 (Wilson 1992). Cuanto menor es la estimación de z más disminuye el número de especies al reducirse el área. Los altos valores de z también parecen correlacionarse positivamente con la heterogeneidad topográfica del área (Pianka 1983). Probablemente, en muchas ocasiones, el área en sí misma sea menos importante que la “variedad” del modelado terrestre u otros factores del medio. Debe tenerse en cuenta que, al incrementarse el área suelen aparecer nuevos tipos de litologías estilos fisiográficos, tipos de suelos, micro y meso climas, etc. En cualquier caso, dado que al representar el logaritmo de S frente al logaritmo de A los datos se ajustan a una recta, sea cual fuere la escala espacial estudiada (Huggett 1995, Roszenweigh 1995, 1998), esta circunstancia sugiere que al menos algunas de las relaciones pudieran ser de naturaleza fractal (la pendiente de tales rectas es igual a $1 - D$, siendo D la dimensión fractal) (Sugihara y May 1990).

Sin embargo, como también ocurrirá en las relaciones especies-tiempo, vuelve a aparecer el tema de los modelos de distribución y, como corolario, el tipo de problemas mencionado en el apartado anterior. Hagamos pues un poco de historia.

La teoría de la biogeografía insular [Theory of Island Biogeography] (McArthur y Wilson 1963, 1967) parte de la premisa de que el número de especies que residen en una isla (o en un hábitat aislado) es el producto de un equilibrio entre las tasas de extinción y migración de especies que ocurren en ella. El objetivo de la teoría consiste en explicar la dependencia del número de especies respecto a aquellos factores ambientales que lo condicionan (p. ej. el área, la proximidad y magnitud de las áreas fuentes de donde proceden las especies, que en el caso de un sistema insular podría ser la distancia al continente más cercano).

Entre otras predicciones de esta teoría nos interesan especialmente dos: (i) que el patrón de distribución de abundancia más ubicuo,

tanto en las islas como en los continentes, es la distribución normal logarítmica, canónica truncada (McArthur y Wilson, 1965, 1967; May, 1975), y (ii) que el incremento del número de especies con el área se debe ajustar a una ley potencial (p. ej. MacArthur y Wilson 1967; May 1975, Auerbach y Shmida 1987, Williamson 1981, Rosenzweig 1995, 1998).

En la práctica, los datos requeridos para corroborar la teoría son bastante difíciles de obtener. Si bien es cierto que los primeros estudios realizados para comprobar la validez de la teoría ofrecieron evidencias empíricas que la respaldaban, también es cierto que posteriormente fueron detectándose, especialmente durante las décadas de los 80 y 90, anomalías que suscitaban críticas y un interminable debate que incluía su modificación o rechazo definitivo (para comprobar la naturaleza del debate y las distintas posturas pueden consultarse entre otras las contribuciones de Simberloff 1976; Auerbach y Shmida 1987; Rosenzweig 1995, 1998, 1999; Gaston y Williams 1996, O'Neill, 2000). Al margen de estas controversias, muchos ecólogos consideran que existe un “impresionante cuerpo de evidencias empíricas” que sustenta la validez de sus principios, ecuaciones y predicciones (O'Neill, 2000). Las investigaciones y debates más recientes se centran sobre varias premisas interrelacionadas, tales como procesos estocásticos, dinámica de parches o fragmentos, dinámica de rutas, estados de equilibrio vs estados de no equilibrio y diversidad de hábitat.

Aunque la teoría fue originalmente propuesta para explicar los patrones de biodiversidad en sistemas insulares (tanto para las denominadas islas “oceánicas” –de origen volcánico– como para las de naturaleza continental, separadas de los continentes por las subidas del nivel del mar), también ha dado resultados satisfactorios para “islas” o “parches” de fragmentos de bosques en “un mar” de tierras agrícolas, charcas, cuevas, comunidades relictas de origen glaciar en las

cimas montañosas, etc. (Coleman *et al.* 1982; Rosenzweig 1995).

De hecho, las condiciones de equilibrio asumida por los autores de la teoría para obtener distribuciones logaritmo-normales requieren ser corroboradas. Cada vez existen más evidencias de que tanto las comunidades, como los paisajes de suelos y los geomorfológicos, por ejemplo, suelen encontrarse permanentemente alejados del equilibrio termodinámico. Un problema de esta teoría estriba en que las distribuciones logaritmo-normales suelen requerir la existencia de grandes y heterogéneos ensamblajes de especies. Sin embargo esto no significa que en la naturaleza puedan aparecer pequeñas comunidades, con un número relativamente escaso de especies. Unas situaciones y otras son igualmente posibles. Sin embargo la teoría de la biogeografía insular tan solo es aplicable a las primeras por definición. Sería ilógico pensar que, aun en el caso de que se diera el mencionado equilibrio (hay muchas evidencias en contra) tan solo las comunidades grandes lo alcanzaran (Tokashi 1993). Del mismo modo, el ajuste a los modelos geométrico y logarítmico de las comunidades sometidas a estrés (Stenseth 1979), pudiera no ser tan ubicuo como se pensó en un primer momento. En consecuencia resulta un poco ingenuo plantear la cuestión como una correspondencia uno a uno de estas relaciones y reconsiderar otras posibilidades.

Finalmente cabe señalar que numerosos ecólogos consideran que la Teoría de MacArthur y Wilson es corroborada simplemente cuando los datos se ajustan a una distribución potencial, y que en el caso de las islas este debe tener un exponente $z = 0.25$. Ibáñez *et al.* (2001a) constatan como las relaciones *edafotaxa*-área en sistemas insulares se ajustan a esta distribución con el exponente mencionado, sin embargo los suelos no emigran o se extinguen y, que nosotros sepamos, la composición y diversidad de los suelos de estas unidades geográficas

no depende de su distancia a los continentes más próximos.

Las curvas especies-área –SPARs- y la teoría lognormal

Ya desde principios de siglo los botánicos percibieron que el número de especies tiende a incrementarse conforme lo hace el área muestreada (Arrhenius 1921, 1923; Gleason 1922, 1925, Cain 1938). Sin embargo resulta más difícil averiguar como varía la importancia relativa de los procesos implicados y como éstos cambian de acuerdo a la escala de observación (Shmida y Wilson, 1985).

Para Tokeshi (1993) los mecanismos subyacentes a las relaciones especies-área o “SPARs” son, como mínimo, oscuros y pueden incluir: (i) la heterogeneidad del habitat, ya que cuanto mayor es el área es también mayor es el número de microhabitats y, como corolario el de las especies albergadas en ellos (Bell *et al.* 1991); (ii) susceptibilidad a la extinción (al incrementar el área también lo hacen las poblaciones, reduciéndose las probabilidades de las extinciones locales); y (iii) susceptibilidad a la inmigración (las áreas con superficies más extensas reciben un mayor número de inmigrantes de las áreas colindantes que las nutren. Sin embargo, Connor y McCoy (1979) propusieron el mecanismo denominado “muestreo pasivo” como razón fundamental, ya que al aumentar la superficie muestreada se recolectan más especies, como una mera consecuencia del proceso de muestreo. En consecuencia, esta última alternativa carece de significación biológica y podría ser responsable también del incremento de la diversidad de otros recursos (p. ej. de *edafotaxa*). Sin embargo las cosas no parecen ser tan sencillas, por cuanto el muestreo pasivo ni elude ni puede refutar los anteriores, que también son bastante razonables (Tokeshi 1993). Siguiendo este hilo argumental Tokeshi rechaza que para corroborar o refutar el origen biológico de las SPARs deba hacerse uso del muestreo

pasivo como hipótesis nula, tal como propusieron Connor y McCoy (1979). Se han realizado muy pocos estudios en los que se hayan analizado todos estos factores simultáneamente. Por otro lado, resulta más lógico pensar que sea la interacción de los factores previamente mencionados, actuando simultáneamente, pero con distinta intensidad según las comunidades, taxa, ambientes y escalas, la que determina los resultados obtenidos en las SPARs (Williamson 1988, Tokeshi 1993). Sin embargo, el que obtengamos las mismas SPARs al analizar la diversidad de los suelos, pone otra vez en entredicho la continua búsqueda de mecanismos biológicos que realizan los ecólogos a la hora de teorizar sobre este proceso. Geología, suelos, modelado terrestre, clima, etc. son factores interrelacionados que no pueden descartarse. Incluso en ciertos casos, como las Islas Canarias, bajo todos ellos subyace la dinámica de la tectónica de placas como mecanismo más plausible que da cuenta de la SPARs (Ibáñez *et al.*, pendiente de publicación).

La relación o relaciones matemáticas exactas que vinculan las especies S con el área A , suponiendo que el resto de los factores determinantes posibles, tales como la localización geográfica y la distancia a las fuentes de donde proceden los inmigrantes, puedan permanecer constantes, lo cual es difícil de demostrar, siguen siendo materia de debate (Johnson y Raven 1973; Connor y Simberloff 1978; Gilbert 1980; McGuinness 1984; Williamson 1988). En principio, la mencionada relación podría ser expresada mediante dos ecuaciones diferentes. Una de ellas es una curva exponencial logarítmica $S = a \ln [1 + bN]$ (Hopkins, 1955) y puede acaecer bajo la suposición de que los individuos recolectados en una región o área concreta, constituyen una muestra al azar de una población mayor (Preston, 1969). Gleason fue el primero en proponerla (Gleason 1922, 1925) con la siguiente formalización:

$$S = G + K \log A$$

[o en la nomenclatura de May (1975)]

$$S = \alpha \text{ Log } A]$$

en donde K , G o α son constantes positivas. Sin embargo la más popular, o la que cuenta con más adeptos y ha recibido más respaldo en la literatura científica, es la que refiere que el logaritmo de S es proporcional al logaritmo del área más una constante. En otras palabras, S es proporcional a la potencia de A (Preston 1960, 1962a, 1962b; Kilburn 1963, 1966; MacArthur y Wilson, 1967; May 1975; Schoener 1976; Claridge y Wilson 1978; Connor y McCoy 1979; Coleman 1981; Sugihara 1981; Lawton y MacGarvin 1986; Williamson 1988) y puede expresarse como:

$$S = cA^z \quad \text{ó} \quad \ln S = \log c + z \ln A$$

en donde c y z son constantes positivas, igual que en la ecuación exponencial logarítmica. Esta ecuación fue ya propuesta a principios de siglo por Arrhenius (Arrhenius 1921, 1923). Las observaciones de campo sirven para determinar los parámetros c y z , mediante un análisis de regresión lineal de la ecuación potencial en su expresión logarítmica, aunque lamentablemente solo suele determinarse z , por lo que Gould (1979) se lamenta de la falta de atención que se ha prestado al parámetro c . El mayor énfasis a la hora de interpretar los resultados ha consistido en argumentar las razones de porqué z cambia en función del grupo taxonómico estudiado y del grado de aislamiento del área estudiada.

Se ha escrito *ad nauseam* sobre los valores de z , que es la pendiente de la recta de regresión entre el $\ln S$ y el $\ln A$. En el caso de las islas la relación entre el $\ln S$ y el $\ln A$ no da lugar exactamente a una recta, al asumir que el modelo de distribución de abundancia subyacente es una expresión lognormal canónica ($\gamma = 1$). La regresión lineal puede sobre estimar ligeramente las expectativas teóricas y, por ejemplo, para Preston (1962b)

$z = 0.262$ y para McArthur y Wilson (1967) $z = 0.263$, mientras que según May (1975) el valor exacto de la asíntota debería ser teóricamente 0.25 (May, 1975). Pensamos que se trata de una discusión bizantina por cuanto (i) como ya se ha mencionado no suele disponerse de datos suficientes (ii) los muestreos siempre son aproximaciones que no permiten llegar a discernir cifras al nivel de una centésima y (iii) la mayor parte de los expertos consideran que los datos corroboran la teoría cuando se obtienen valores de z entre 0.2-0.4 (Preston 1962b; McArthur y Wilson 1963; 1967; May 1975). Estas circunstancias indujeron a Connor y McCoy (1979) a sugerir que no podría descartarse que los valores fueran el resultado de artefactos matemáticos. Posteriormente Sugihara (1981) ofreció pruebas para refutar esta aseveración. Es materia de duda si el estrecho rango que z alcanza en los sistemas insulares posee alguna significación biológica. En cualquier caso, los valores de este parámetro en los continentes son casi siempre sensiblemente menores (Roszenweigh 1995, 1998). Y esto es lo que resulta más intrigante, a nuestro modo de ver.

May (1975) observa que los argumentos de Preston a favor de la ecuación potencial y los rangos de valores detectados para el parámetro z en poblaciones con un gran número de especies e individuos requerirían un modelo de distribución de abundancia logaritmo-normal canónico o simplemente logaritmo-normal, es decir sin la premisa de canonicidad suministrada por el valor del parámetro " γ " (al menos si γ está en la horquilla 0.6-1.70) y asumiendo que este permanece constante entre las islas consideradas.

Como ya se ha indicado anteriormente, mientras las comunidades compuestas por un gran número de individuos y especies suelen ajustarse a un modelo logaritmo-normal, las submuestras pequeñas de dichas comunidades, las de escaso tamaño y las que están sujetas a estrés ambiental, suelen hacerlo a

las series logarítmicas, en las cuales la clase modal (la más abundante) corresponde las especies que cuentan con un solo individuo (Fisher *et al.*, 1943, Williams 1947, 1964). Cuando trasladamos este modelo de distribución de abundancia adimensional a una curva especies-área, encontramos que las áreas pequeñas sostienen una sobreabundancia de especies (Coleman *et al.* 1982). Resumiendo, mientras Fisher *et al.* (1943) y Williams (1947) sostiene que la expresión logarítmica de las SPARs es el resultado de una distribución de abundancia logarítmica, bajo la premisa de que el incremento del tamaño de la población con la superficie muestreada del hábitat se escala linealmente, Preston (1962a,b), MacArthur y Wilson (1967) y May (1975) demuestran que la distribución logaritmo-normal canónica, bajo la misma asunción de linealidad, da lugar a una SPARs que se ajusta generalmente a una ecuación potencial. Por tanto las últimas han sido consideradas como las más universales y son, a su vez las más ampliamente aceptadas por la comunidad científica (ver Connor y McCoy, 1979; Sugihara, 1981). Además es frecuente que las muestras pequeñas se ajusten simultáneamente a los dos modelos de SPARs mencionados o a la distribución geométrica (Taylor 1978; May 1975; Routledge 1980, Coleman *et al.* 1982; Tokeshi, 1993. Merece la pena mencionar que muchos de estos autores consideran que el modelo de distribución de abundancia logarítmico corresponde, de hecho, a una manifestación real de las series geométricas que deberían darse en teoría. Ambos son parecidos y poco equitables.

Sin embargo, a nuestro modo de ver, resulta curioso un hecho que solo suele aparecer en la literatura sobre fractales. Se trata de que, en la práctica, cuando unos datos se ajustan bien a una distribución logaritmo-normal, usualmente también lo hacen a una ley potencial. (Korvin 1992; Ibáñez *et al.* 1999). ¿Cómo discernir entonces entre ambas?. No hay respuesta hasta el momento,

si se soslayan las embarazosas interpretaciones biológicas.

Por otro lado, también resulta imperativo señalar que el ajuste de las SPARs a una ley potencial o a una función de tipo exponencial, como son las series logarítmicas, no implica necesariamente que el ensamblaje de las especies en un modelo de distribución de abundancia obedezca a una logaritmo-normal o a una logarítmica respectivamente. No hay argumentos matemáticos ni evidencias empíricas suficientes para postular una correspondencia biunívoca de este tipo. (Connor y McCoy 1979).

Las Curvas especies-tiempo o SPTIs

Preston (1960), a partir de evidencias empíricas, propone que en realidad las variables tiempo y espacio son intercambiables. Por lo tanto el número de especies recolectados al incrementar el área muestreada o el tiempo de duración de un muestreo (de hecho una monitorización) dan lugar al mismo tipo de curvas o modelos de distribución. Por estas razones, diversos ecólogos hablan de curvas especies-tiempo o SPITS- (Rosenzweig 1998), mientras que la posibilidad de intercambiar tiempo y espacio recibe el termino de *conjetura ergódica* (Rosenzweig 1998).

Existen muchos menos estudios y evidencias sobre este aspecto por lo que la conjetura ergódica y las SPITs permanecen como meras hipótesis. Rosenzweig (1995, 1998, 1999) acumula evidencias, pero en la mayoría de los casos trabaja con datos del registro fósil y este hecho acarrea numerosas dificultades que no son posibles detallar aquí.

Años antes de que se publicara el índice de Shannon, el conocido matemático Volterra (1937, en Margalef 1996) propuso el siguiente algoritmo:

$$A = \int_{\infty}^{\infty} \sum_{i=1}^{\infty} (a_i \cdot n_i \cdot \log N_i) dt$$

Como puede observarse, ésta expresión es muy similar a la propuesta por Shannon,

con la excepción de que integra el valor de la diversidad para un periodo de tiempo determinado. Así, por ejemplo, el intervalo temporal podría ser un ciclo anual. Si esto fuera así, la ecuación nos daría el valor de la diversidad de especies, no de un inventario realizado en un espacio concreto y en un momento determinado, sino a lo largo de todo el ciclo anual, con independencia de que las especies estén presentes o no sincrónicamente (p. ej. plantas vasculares anuales que germinan, crecen y mueren en distintas estaciones, o especies de aves migratorias que anidan en una misma región pero que no cohabitan al mismo tiempo). Si se considerara el tiempo transcurrido a lo largo de una sucesión ecológica determinada, la ecuación de Volterra nos informaría sobre el conjunto de la diversidad que acaecería a lo largo de toda la sucesión (algo semejante, por ejemplo, al número de especies de plantas vasculares que incluye una serie de vegetación, según el método sinfitosociológico). Para periodos de tiempos geológicos, esta fórmula aportaría información acerca del crecimiento o decrecimiento de la biodiversidad en el devenir evolutivo. Obviamente, existen otros intervalos temporales que aportarían información sobre procesos biológicos distintos a los aquí comentados.

Pero si en lugar de integrar en el tiempo, integráramos en el espacio, este algoritmo ofrecería información sobre la variación de la diversidad en el espacio. Se trata de una línea de investigación que no ha sido abordada con anterioridad, según la información que disponemos. Quizás esta perspectiva pudiera ser fructífera si llega a ser posible encontrar una vía de aproximación mediante técnicas probabilísticas, para el análisis de la variabilidad espacial (p. ej. la geoestadística o las cadenas de Markov).

Finalmente cabe señalar que para el caso de los suelos, Saldaña (1997) analiza la edafodiversidad de una cronosecuencia de terrazas. De hecho una cronosecuencia esta

relacionada, en sentido edafológico, con la mencionada hipótesis ergódica, por cuanto también espacio y tiempo se consideran en muchos aspectos intercambiables. Aunque la autora no analiza ni las SPARS ni las SPITs, detecta que los patrones de distribución de abundancia se ajustan a una logaritmo-normal, como predice la teoría ecológica. Sin embargo, de nuevo, los suelos no son organismos vivos *s.s.* Por su parte Phillips (2001), al estudiar otra cronosecuencia de terrazas detecta ajustes a una ley potencial.

Diversidad y energía

Ciertos autores afirman encontrar evidencias de la existencia de ciertas relaciones entre la riqueza de especies y el balance de energía del área estudiada. En otras palabras, para regiones del mismo tamaño y en ausencia de estrés hídrico, la más diversa sería aquella que recibiera una mayor radiación solar. Se trata de la denominada *hipótesis especies-energía* (Wright 1983). Una manera indirecta de estimar la energía solar recibida consiste en calcular la evapotranspiración potencial (Currie y Paquin 1987). Los resultados obtenidos tanto por Wright (1983) como por Currie y Paquin (1987) inducen a pensar que la evapotranspiración, o el insumo energético, puede ser un indicador de la producción primaria y, en consecuencia, de la energía consumida por las biocenosis. Este hecho es consistente con la hipótesis, reiteradamente mencionada en la bibliografía ecológica, de que los insumos de energía en un ecosistema son repartidos entre sus especies integrantes y que, por tanto, el total utilizable condiciona el número de especies por unidad de área (Huggett 1995).

Wyllie y Currie (1993) analizan la influencia conjunta del área y el insumo de energía sobre la riqueza de especies de angiospermas, mamíferos y aves en islas mediante el siguiente modelo de regresión múltiple:

$$\log S = a + b \log A + C \log G$$

en donde S es la riqueza de especies, A el área de la isla, G la energía por unidad de área y a , b y c coeficientes de regresión. Estos autores estiman la energía indirectamente a través de distintas variables (radiación solar, evapotranspiración, producción primaria neta y latitud). Los resultados obtenidos fueron bastante satisfactorios.

Obviamente la “intuición” que debió dar lugar a estos estudios procede de la observación de que los ambientes tropicales húmedos son los más ricos en especies. ¿Ocurriría lo mismo con otras clases de organismos?. Recientemente se han expuesto pruebas de lo contrario. Así, por ejemplo, ciertos autores dicen haber recopilado pruebas de que las zonas áridas y semiáridas de los trópicos tienen, en cierto sentido, más biodiversidad de especies de mamíferos que las zonas húmedas (Mares, 1992).

Cualquier recurso y proceso natural, por continua que sea su variación en el espacio y/o tiempo, puede subdividirse en clases discretas para su análisis, aunque ello conlleve una cierta pérdida de información (Ibáñez *et al.* 1998b). Benito (1997, en Ibáñez *et al.* 1997) comenta:

“La proporción de trabajo geomorfológico o de modificación del modelado que realizan los eventos de elevada magnitud y baja frecuencia, frente a la atribuible a eventos frecuentes de baja magnitud (evento medio anual) resulta ser especialmente importante en zonas de características climáticas áridas y semiáridas. En zonas semiáridas la proporción de denudación, producto de eventos extremos, puede superar en un centenar de veces la realizada por eventos medios anuales, y en zonas desérticas puede alcanzar hasta más de 1000 veces. En estas zonas las precipitaciones muestran una gran variabilidad estacional e interanual, siendo generalmente escasas y, cuando se producen, tienen un carácter torrencial. En zonas de escasa cubierta vegetal, la curva de aforos de sedimentos relaciona la

concentración de sedimento en suspensión y el caudal, según una ecuación del tipo:

$$y = aQ^b$$

donde y es la carga de sedimentos, Q es el caudal y a y b son constantes con valores que oscilan entre 2.0 y 3.0 (Leopold *et al.* 1964)".

La expresión anterior se trata en todo caso de una ecuación potencial.

Ibáñez *et al.* (1995d) e Ibáñez y Carrera (1999), al analizar las relaciones entre leyes potenciales y fractales presentan numerosos ejemplos de procesos no biológicos que suelen seguir leyes potenciales. En consecuencia, que el incremento del número de especies con el área o el tiempo se ajuste a una ley potencial (como también lo hacen la magnitud y frecuencia de los terremotos, tormentas y descargas fluviales o el tamaño de las islas y lagos en función de su abundancia) es un proceso bastante generalizado. Probablemente este hecho deba analizarse no intentando buscar interpretaciones biológicas, sino otras de mayor rango en la jerarquía [p. ej. dinámica de los sistemas no lineales al borde del caos] (Ibáñez *et al.* 1997; Ibáñez y Carrera 1999). También se han propuesto modelos fractales basados en leyes potenciales a la hora de explicar la estructura del modelado terrestre en función de su erosión (Turcotte 1992).

Diversidad taxonómica, diversidad sistemática y diversidad filogenética

Toda la discusión precedente se ha circunscrito a lo que podríamos denominar diversidad taxonómica, la más utilizada, independientemente del tipo de objeto analizado (organismos, *edafotaxa*, tipos litológicos, etc.). Sin embargo resulta obvio, aunque no trivial, reconocer que no todos los *taxa* poseen el mismo valor, ni en los estudios de biodiversidad, ni en los de biología de la conservación. Por ejemplo, no debería asignarse

la misma diversidad a 10 especies del mismo género que a 10 pertenecientes a 10 géneros diferentes y lo mismo es cierto para los *edafotaxa* (Usher 1985). Sin embargo dar distinto peso o valor a distintos *taxa* es una tarea llena de problemas. Esta aproximación podría ser mejorada si se conociera la distancia o disimilitud taxonómica entre los objetos estudiados o, lo que es lo mismo, la diversidad sistemática y la diversidad filogenética. Para profundizar en este último tema recomendamos la monografía de Hawksworth (1995) y los trabajos de Vane-Wright (Vane-Wright *et al.* 1991). De hecho la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza junto a otras instituciones (IUCN *et al.* 1980) reconoce la necesidad de tener en cuenta el rango taxonómico a la hora de estimar la diversidad, ya que de otro modo se soslayan las diferencias de diversidad genética y, en consecuencia, la posible pérdida de caracteres en las extinciones. No es lo mismo la extinción de una especie de una familia pluriespecífica que la de otra monoespecífica. Vane-Wright *et al.* (1991) fueron los primeros en proponer un índice para estimar la diversidad *inter-taxa*, que incluía tanto su rango taxonómico como la riqueza de especies. Desde entonces, este concepto y las herramientas para su estimación han ido refinándose (Williams 1994, 1996; Williams y Gaston 1994; Gaston 1996a; Vane-Wright 1996).

Para Humphries *et al.* (1995) es factible asumir que la "moneda" de la diversidad son los caracteres (p. ej. en términos edafológicos estos podrían ser las propiedades y horizontes denominados de diagnóstico) y que los modelos de distribución de dichos caracteres entre organismos son esenciales para estimarla. La estimación de la diversidad de caracteres puede ser calculada haciendo uso de indicadores tales como los taxones o subrogados de estos (en el ámbito de la edafología estos indicadores subrogados o indirectos podrían ser los propios factores formadores). Saldaña e Ibáñez (en preparación) intentan trasladar

esta aproximación para la estimación de la edafodiversidad o diversidad edafogenética.

Asimismo, para diversos recursos naturales (p. ej. suelos, modelado terrestre, clima), la aproximación taxonómica podría sustituirse por otra que entendiera los recursos como una colección de atributos (caracteres) que varían en un *continuum* espacio-temporal y no como entidades compuestas de taxa discretos. También el mundo vivo puede considerarse como un *continuum* cuando contemplamos la filogenia en su conjunto (Green 1991). Desde esta perspectiva, en edafología y ciencias afines puede hacerse uso de las técnicas geostatísticas, tales como los variogramas de atributos concretos (Odeh 1998), como una medida de distancia (McBratney 1995). Este modo de proceder permite el cálculo de las varianzas de los distintos atributos de un área determinada. Cuando se necesitan considerar varios atributos conjuntamente puede elaborarse un variograma de su combinación lineal (McBratney 1995). Más aún, como en el caso de la varianza, el gradiente de la relación logaritmo-lineal puede ser útil para estimar la diversidad en diferentes localizaciones.

DIVERSIDAD Y VARIABILIDAD ESPACIAL

Al margen de la diversidad taxonómica, las metodologías descritas también pueden ser utilizadas para determinar otro tipo de elementos, como la diversidad de estratos vegetales dentro de una comunidad, así como procesos y funciones [diversidad funcional] (Magurran 1988).

En un principio podría pensarse que debiera existir algún tipo de vínculo entre los conceptos de variabilidad espacial y diversidad. De hecho en la literatura sobre edafodiversidad muchos geostatísticos utilizan ambos vocablos como sinónimos. Sin embargo, como vamos a mostrar, las posibles relaciones no son triviales en absoluto. Un

determinado objeto natural, en un espacio concreto, puede ser muy diverso y poseer al mismo tiempo escasa variabilidad espacial, o viceversa. Con objeto de demostrar esta paradoja aparente escogeremos un ejemplo concreto.

Saldaña *et al.* (1993, 1997, 1998) y Saldaña e Ibáñez (en fase de publicación) realizaron un muestreo anidado de suelos a varias escalas en una topo-cronosecuencia del río Henares. Con este propósito se abrieron y analizaron más de 300 calicatas de suelos. Estos autores comprobaron que la variabilidad espacial de las propiedades de suelos estudiadas decrece desde los depósitos más recientes (terrazas jóvenes del Holoceno) a los más antiguos (terrazas pliocuaternarias antiguas). De hecho, la estimación de los semivariogramas de algunas propiedades edáficas en las terrazas jóvenes demostraron albergar un efecto “nugget” puro, lo cual implica una total ausencia de correlación espacial, o lo que es lo mismo, la imposibilidad de predecir los valores de la variable entre calicatas separadas por pocos metros. Por tanto, no debe extrañar que la dimensión fractal “D” de ciertas propiedades fuera cercana a 2 (Saldaña *et al.* 1998). Por el contrario, al aumentar la edad de las terrazas, decrecía la variabilidad espacial de los parámetros analizados, lo que implica un proceso de uniformización de las propiedades de los materiales edáficos y una correlación espacial creciente entre las observaciones. De estos datos puede concluirse que el incremento en la edad de las terrazas determina que las variables muestren variogramas no transitivos, con varianza limitada dentro del rango de observación seleccionado (Saldaña *et al.* 1996, 1998). Así mismo, el número de modelos standard a los que se podían ajustar los semivariogramas de las observaciones, decrecía al aumentar la edad de las superficies muestreadas. Si entendemos tales modelos como objetos matemáticos, podría decirse que existía una mayor diversidad de tipos de

variabilidad en los paisajes de suelos jóvenes que en los maduros. Desde esta perspectiva, diversidad y variabilidad espacial se encontraban positivamente correlacionadas.

Por el contrario, Saldaña e Ibáñez (en fase de publicación) comprueban que la diversidad de tipos de suelo aumentaba continuamente conforme lo hacía la edad de las terrazas. De este modo, la diversidad de *edafotaxa* y la variabilidad espacial de las propiedades de suelos se encontraban correlacionadas negativamente. Una posible interpretación de los resultados sería la siguiente. Sobre las superficies recientes, la variabilidad espacial de las propiedades analizadas es casi aleatoria, lo que implicaría la presencia de materiales deposicionales muy heterogéneos en su disposición y composición. Con el tiempo, los procesos edafogénicos uniformizan las heterogeneidades iniciales del material parental, dando lugar a correlaciones espaciales y, como corolario, a una transformación de la variabilidad aleatoria en sistemática, mucho más fácil de predecir. Por el contrario, el incremento de la diversidad de *edafotaxas* con el transcurso del tiempo sugiere un proceso de cristalización de las heterogeneidades espaciales primarias (sistemas altamente desordenados) en estructuras más complejas y ordenadas, a la par que fácilmente discernibles, dando lugar a la emergencia progresiva de *edafotaxa* diferentes. Es decir, el sistema que constituye el *continuum* edafósferico va alcanzando con el tiempo un mayor grado de diversidad y complejidad. Se trata de un proceso característico de los sistemas complejos autoorganizativos al borde del caos, caracterizados por la presencia de diversas cuencas de atracción.

TEORÍA DE LOS SUBCONJUNTOS ANIDADOS EN LOS ESTUDIOS DE BIODIVERSIDAD

Como en el caso del incremento del número de *taxa* con el área muestreada, otro

de los hechos aceptados por los estudiosos de la biodiversidad y por los de la biología de la conservación, es que todos los recursos naturales, una vez clasificados, no se distribuyen al azar por la superficie terrestre. Por el contrario, a menudo, unos *taxa* o unidades tipológicas aparecen correlacionados espacialmente con los otros, ya sea positiva o negativamente.

Uno de los patrones más simples y extendidos en la distribución de *taxa* ha sido denominado como "subconjuntos anidados" por Patterson y Atmar (1986). Dado un conjunto de replicas de un mismo hábitat que varían en su riqueza, tales como las especies o los *edafotaxa* en las islas de un archipiélago, los hábitats menos diversos tienden a ser subconjuntos de los hábitats que ensamblan un mayor número de especies. Un grupo de hábitats perfectamente anidado, lo cual es inusual pues siempre existe una cierta cantidad de ruido, sería aquel en el que si un *taxa* está presente en un hábitat o isla de menor tamaño, también lo está, necesariamente, en los de mayor extensión (que serían los más diversos según la teoría de las SPARs). Por el contrario, si un taxón se encuentra ausente de un determinado conjunto, también lo estará en los menos extensos y, como corolario, también en los menos diversos. Los *taxa* pueden ser ordenados por el número de sus respectivas ocurrencias o apariciones entre los hábitats muestreados. A su vez, estos últimos también pueden ordenarse de acuerdo a su riqueza en *taxa*. Una matriz de presencias-ausencias ordenada de esta forma, se caracterizaría, en los hábitats perfectamente anidados por poseer una diagonal nítida. Este procedimiento de ordenamiento es muy semejante al que se elabora en los inventarios fitosociológicos. Los patrones que se obtienen, aunque con cierta cantidad de ruido, han sido documentados para una gran cantidad de *taxa* biológicos en los hábitats, archipiélagos y biomas más dispares, cuando se ordenan en orden decreciente de tamaños (Patterson 1990; Wright y Reeves

1992). También ocurren a escalas especiales muy distintas (Patterson 1990).

En los últimos años se han propuesto diversos procedimientos para medir el grado de ajuste o distancia en las matrices de presencias-ausencias y poder compararlo con el que se obtendría en una matriz perfectamente anidada (ver la revisión de Cutler 1998). Entre estos procedimientos destacan (i) *N* (Patterson y Atmar 1996); (ii) *U* (Cutler 1991); (iii) *C* (Wright y Reeves 1992); y (iv) *T* (Atmar y Patterson 1993). Cutler (1994) analiza las bondades y debilidades de estas y otras técnicas de medida.

Generalmente la significación estadística de estos patrones, respecto a los perfectamente anidados, se determina comparando un índice de anidamiento respecto a matrices aleatorias generadas por los métodos de simulación de Monte Carlo. Con vistas a calcular la probabilidad de que una determinada matriz se aleje significativamente de otra aleatoria (simple ruido) se generan el mayor número posible de estas últimas, cuyo "calor", "aleatoriedad" o "entropía" se iguala a 100 °C (siendo la unidad de medida una mera convención). El grado en que la "temperatura característica de una matriz" se desvía de los 100 °C depende de su tamaño, forma y grado de relleno. Así, por ejemplo, tanto las matrices pequeñas, como las muy rellenas, las muy vacías o las de formas acusadamente rectangulares (en contraposición a las cuadradas) suelen caracterizarse por poseer temperaturas frías (muy por debajo de los 100 °C). A 0 °C, que sería la condición de anidamiento u orden perfecto, la mencionada diagonal separa nítidamente la parte rellena de la vacía en la matriz. Sin embargo, conforme incrementa la temperatura característica de una matriz, aparecen ausencias y presencias inesperadas, respectivamente, en las celdas más cercanas a la diagonal de frontera. Si el número de celdas inesperadamente rellenas es bajo, se asume que el ruido es aleatorio (en contraposición a coherente o estructurado).

El programa informático denominado "Nestedness Temperature Calculator" de Atmar y Patterson (1993, 1995) parece adecuado, con vistas a explorar diversos rasgos subyacentes al anidamiento, incluyendo su origen (Figura 11). La temperatura "*T*," calcula simultáneamente el grado de anidamiento para los *taxa* y sitios (réplicas). Con vistas a realizar este análisis, la matriz debe ser previamente "empaquetada", reordenando filas y columnas hasta conseguir maximizar su grado de anidamiento (o minimizar el número de celdas con valores inesperados). Este programa permite abordar el aludido empaquetamiento de forma automática (nosotros lo hemos comparado con empaquetamientos manuales, obteniendo resultados muy semejantes).

Cálculo de la temperatura de la matriz

Como ya se ha indicado, los conceptos de entropía, información, ruido, calor y estocasticidad estadística están estrechamente vinculados. Del mismo modo, los índices de Shannon y Brillouin procedentes de la teoría de la información, no son más que meros algoritmos para estimar la entropía del sistema, por lo que también se relacionan con los anteriores. Los procedimientos propuestos por Patterson y Atmar (1986) para estimar el calor o entropía "bio y edafogeográfica" de una matriz se sustentan en la distribución de las ausencias y presencias inesperadas de la matriz empaquetada. En una matriz perfectamente anidada el conjunto de los *taxa* presentes en cualquier isla o hábitat sería un perfecto subconjunto de los que aparecen en el hábitat o isla precedentes (recuérdese que en la matriz empaquetada se ordenan de mayor a menor tamaño). De acuerdo con Atmar y Patterson (1993), la fórmula para una celda *ij* dada, que contiene valores inesperados, es: $u_{ij} = (d_{ij} / D_{ij})^2$, en donde d_{ij} mide la distancia de la celda a la diagonal de frontera, mientras que D_{ij} es la longitud de la matriz en paralelo a la mencionada diagonal. Del mismo modo el total de valores inesperados para el con-

junto de la matriz es: $U = 1 / (mn) \sum \sum u_{ij}$. Sumando para las m filas y n columnas, la temperatura del sistema bajo estudio se estima haciendo uso de la constante K , siendo $K = 100 / U_{\max}$, y $T = kU$. Con objeto de com-

probar la bondad del ajuste de los datos a una distribución normal, los autores mencionados utilizan los tests de Shapiro-Wilks = W y de Kolmogorov-Smirnov = d .

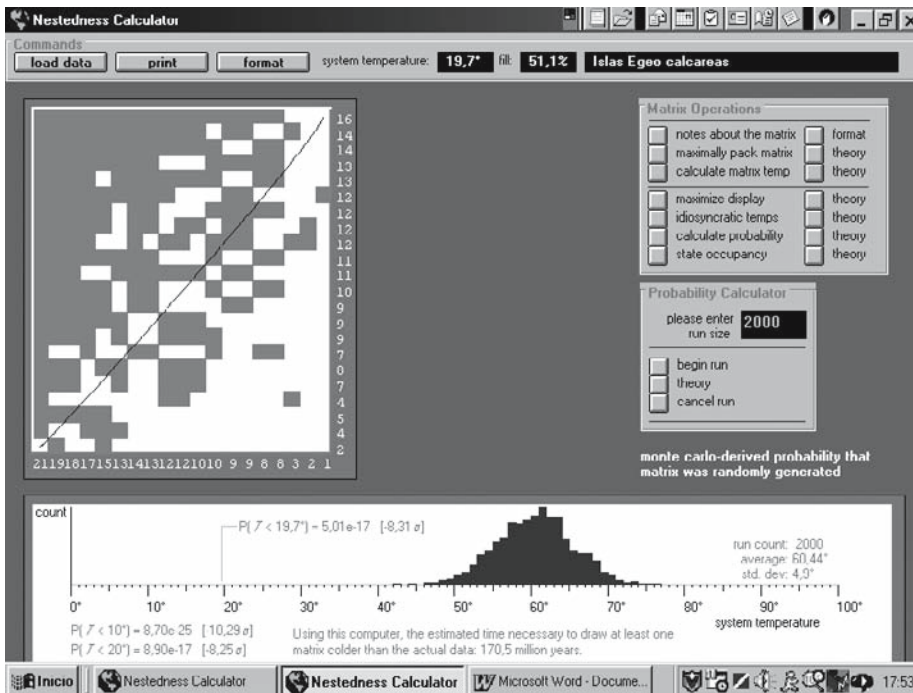


FIGURA 11. Una de las salidas gráficas del software Nested Calculator. Pueden observarse el empaquetamiento de la matriz, la diagonal de frontera y otros datos estadísticos. Los datos se ajustaron significativamente a un patrón de subconjuntos anidados

Temperaturas idiosincrásicas

Pueden presentarse dos formas de “ruido” que elevan la temperatura de una matriz: (i) la variación aleatoria de la estocasticidad ambiental y (ii) el ruido coherente generado por situaciones bio(edafo)-geográficas concretos. Los eventos aleatorios crean una banda uniforme, más o menos ancha, a lo largo de la diagonal de frontera, a la que denominan “ruido gris”. Por el contrario, los eventos coherentes producen “picos” idio-

sincráticos en *taxa* o hábitats (p. ej. islas), que son mucho más calientes (más alejados de la diagonal) que los de la temperatura global de la matriz. Las idiosincrasias entre los hábitats o islas pueden ser una consecuencia de la heterogeneidad de un hábitat no detectada, por ejemplo en *taxa* asociados a rasgos fisiográficos o tectónicos muy concretos, tal como ocurre con los Fluvisoles y Andosoles en las islas del Egeo, o de que el conjunto las unidades ambientales no han sufrido la misma

historia bio(edafo) geográfica (p. ej. entre las islas del Mar Egeo existen archipiélagos de origen continental, oceánico y mixto, lo cual marca diferencias en sus sismicidades y vulcanismos). Los *taxa* idiosincráticos podrían recolonizar una isla en sucesivas ocasiones, después de haberse extinguido en las mismas previamente. Aunque resulte curioso este último argumento también puede aplicarse a estructuras abióticas como los suelos. Así, por ejemplo, los Andosoles aparecen tras las erupciones. Sin embargo, bajo clima mediterráneo árido o semiárido, las propiedades ándicas son muy inestables. En consecuencia los Andosoles pueden “extinguirse” y convertirse en *edafotaxa* mucho más comunes (Cambisoles, Luvisoles). Pero una nueva erupción puede dar lugar a la “migración de nuevos andosoles”. Lo mismo es cierto para los *edafotaxa* cuya clasificación dependa de la presencia de horizontes mólicos o úmbricos, ya que estos pueden dar lugar a otros de tipo ócrico por cultivo, sobrepastoreo o incendios. Sin embargo los primeros vuelven a aparecer tras la restauración de la vegetación natural o ciertas prácticas agrosilvopastorales adecuadas.

EL PROBLEMA DE LA MEDICIÓN DEL ÁREA Y SUS VINCULACIONES CON EL TIEMPO: UNA PARADOJA INESPERADA

El problema de la medida y la escala de resolución

Para la mayoría de los biólogos de la conservación, una de las observaciones empíricas más importantes es que las superficies extensas contienen más especies que las pequeñas. Del mismo modo suelen opinar que con vistas a entender como se organizan las comunidades o para el diseño de reservas naturales, con el propósito de mantener la biodiversidad, ninguna relación es más informativa (Preston, 1960; Williamson, 1981; Rosenzweig, 1995). Se trata de una triviali-

dad. Sin embargo los mecanismos subyacentes siguen sin entenderse. Por estas razones algunos expertos dudan de si es el área *per se*, en sí mismo el mecanismo subyacente o si tiene alguna significación biológica (p. ej. Usher, 1991; Begon *et al.*, 1990; Huston, 1994; Rosenzweig, 1995, 1998, 1999; Durrent y Levin 1996). Hasta hace poco tiempo la Teoría de la Biogeografía de Islas (MacArthur 1960, 1965; MacArthur y Wilson 1963, 1967) ha sido el núcleo de referencia de los estudios de biodiversidad y biología de la conservación. Desde su publicación, muchos ecólogos, han utilizado exhaustivamente los archipiélagos como laboratorio natural, con vistas a explicar los mecanismos subyacentes a la generación de la biodiversidad, así como para ensayar numerosas técnicas para su estimación.

Sin embargo, también existen otras teorías e hipótesis alternativas a la Teoría de MacArthur y Wilson y entre las que está recibiendo mayores respaldos figura la denominada “Hipótesis de heterogeneidad del hábitat” Mientras la primera, como se ha visto, focaliza su atención en las tasas de migración y extinción en una superficie determinada, la segunda se fundamenta en la premisa de que el número de especies refleja simplemente la heterogeneidad del hábitat que tal área puede contener. Como corolario, presupone una relación unívoca entre extensión superficial y número de hábitats, lo cual parece lógico. Nuestros resultados al analizar la relación edafodiversidad-área fueron los mismos que para las SPARs (Ibáñez *et al.* 2001a). Es decir, obtuvimos una ley potencial con $z = 0.25$. Este hecho entra en contradicción con la Teoría de la Biogeografía de Islas pero no con la Hipótesis de Heterogeneidad del Hábitat. En principio, por tanto, no parece necesario apelar a ninguna interpretación biológica para explicar esta relación. Lo que resulta intrigante es reconocer si se trata también de un artefacto matemático o si, como mentamos, en la naturaleza existen unas leyes comunes

a la dinámica de los sistemas no lineales, ya sean bióticos o abióticos que den cuenta de estas regularidades. En cualquier caso resulta curioso saber que MacArthur (1964) expresó su sospecha de si realmente la pendiente de las SPARs es una medida indirecta de la diversidad de horizontal de los hábitats. Sin embargo, ninguno de sus seguidores pareció escuchar al progenitor de la Teoría de la Biogeografía de Islas. Ahora esta “sospecha” la defienden los rivales de su teoría en contra de lo que mantienen sus seguidores.

Recientemente algunos ecólogos han comenzado a reivindicar la implicación potencial de la diversidad topográfica como otro posible mecanismo subyacente en las SPARs (Gaston 1996a). De hecho se trata de otra trivialidad, pero al menos comienza a atenderse a factores “razonables” a los que antaño no se les prestó la debida atención. En muchos estudios sobre biodiversidad insular se tuvo en cuenta también la altimetría del relieve, encontrándose relaciones casi tan satisfactorias con la biodiversidad como las encontradas con el área (ver consideraciones de Gaston y Williams 1996, a este respecto). La cuestión resulta ser menos trivial cuando se constata que el área y el relieve no son variables independientes. Ibáñez *et al.* (2001a) comprueban sorprendentemente, en las Islas Británicas y las del Egeo, como al relacionar el área y el relieve obtenemos un ajuste a una ley potencial con $z = 0.25$. Este hecho sí es sorprendente o enigmático. Pero el tema no queda ahí. Quizás las discrepancias que aparecen en la literatura de la conservación y los estudios sobre diversidad se deban, al menos en parte, a que diferentes áreas de estudio reflejan diferencias en sus relieves (diversidad topográfica), suelos (edafodiversidad), geomorfología, etc. (Ibáñez *et al.* 1990, 1994, 1995a, 1995b, 2001b, Gaston y Williams 1996). No obstante, el problema sigue siendo complejo, como veremos posteriormente.

Se puede admitir que al incrementar el área se incrementa a la vez el número de

especies, porque vamos agrupando más hábitats. Pero ¿qué es un hábitat?, ¿cómo puede definirse?. Aquí aparece el primer elemento clave (Ibáñez *et al.* 1990, 2001b; Ibáñez y Carrera 1999; Gaston, 1996b). Es evidente que a mayor heterogeneidad existe un mayor potencial de especiación, como mencionan algunos autores. Sin embargo, si seguimos este hilo argumental, pasamos *mutatis mutandi* del tiempo ecológico al tiempo evolutivo. Complicamos, no simplificamos el problema. Por otro lado, incluso en los hábitats más homogéneos y pequeños, pueden considerarse en alguna medida muestras aleatorias (o como veremos posteriormente “anidadas”) de un hábitat mayor (Preston, 1962a, 1962b; Coleman *et al.* 1982). Aquí el problema reside en como definir y cuantificar operacionalmente un hábitat. Con todo seguridad diferentes grupos taxonómicos requieren distintas definiciones de hábitat.

Pero hay que tener en cuenta más circunstancias ya que, en contra de la opinión de especialistas muy afamados (Rosenzweig 1995), la medida del área no es un problema trivial, sino extremadamente difícil y por ahora irresoluble. Topamos aquí con lo que, en el ámbito de las matemáticas, se denomina el “problema de la medida de las superficies no rectificables”, y la topografía no lo es. Como ya mostró Mandelbrot en su libro seminal sobre fractales (1967, 1977, 1982), al incrementar la escala de resolución de un paisaje vamos inventariando más detalles de su topografía y este problema parece entrar en el ámbito de la geometría fractal (Frontier 1987; Ibáñez *et al.* 1994; Ibáñez y Carrera 1999; Gaston 1996a). Hasta la fecha tanto ecólogos como los edafólogos, así como otros estudiosos de los recursos naturales han estimado las áreas planimétricamente, cuando de hecho son rugosas y, como corolario, la superficie es mayor que su proyección en el plano. Actualmente disponemos de modelos digitales del terreno que pueden ofrecernos unas estimaciones más realistas, aunque tam-

bién groseras. Hay que reiterar que la medida de un segmento de la geosfera aumenta con la escala, es decir es mayor a escala 1:10.000 que a 1:50.000. ¿Cuánto más?: Se desconoce. Pero en el límite de precisión sería infinita. En un ensayo que realizamos en la Isla de la Palma con un modelo digital con resolución de hasta 10 metros por píxel (muy grosero para muchísimos propósitos como; por ejemplo, para una planta herbácea y mucho más aún para un microorganismo) detectamos que el área era un 15% superior a la que se determinaba planimétricamente (Ibáñez *et al.* datos pendientes de publicación). Con las matemáticas profundas y el problema del infinito hemos topado.

Los problemas de la medida a escala geológica. El caso de la erosión y sus repercusiones sobre la biodiversidad

Ibáñez *et al.* (1994) reconstruyen la evolución de una sección transversal al valle del Río Henares durante los últimos 2.5 millones de años. Los resultados muestran que el proceso de erosión fluvial a escala geológica, además de incrementar la riqueza y diversidad inicial de unidades litológicas, geomorfológicas, edáficas y fitosociológicas, también genera un aumento en los valores de la dimensión fractal de la topografía del transecto estudiado. El incremento de D implica que el espacio se ha dilatado por cuanto aumenta la rugosidad o heterogeneidad del terreno (llano antes de la incisión cuaternaria). En consecuencia se dilata el espacio biosférico y edafosférico. De este modo, el incremento de biogeodiversidad, la dimensión fractal del modelado y su dilatación espacial quedan conectados por un mismo proceso: la erosión. Por ello, estos autores intentan vincular teoría de la información, biodiversidad, geodiversidad, teoría de los sistemas complejos (al borde del caos) y geometría fractal.

Otro mecanismo implicado en la expansión del espacio a escala geológica es el del

crecimiento de las líneas de costa, que ganan terreno al mar según se acumulan allí los sedimentos transportados por las cuencas de drenaje. Por ejemplo, durante el Holoceno, se produjo un gran desarrollo deltaico como consecuencia de la erosión antrópica (p. ej. mediante deforestación) en las cabeceras montañosas de las cuencas (Maldonado 1972; Marqués 1984). De este modo, al menos a largo plazo, las relaciones entre erosión y pérdida de suelo no son triviales. Si bien la erosión puede generar la redistribución y pérdida de materiales edáficos, también lo es que incrementa el espacio edafosférico o la superficie ocupada por los suelos. Los paisajes de suelos iniciales, evolucionados y profundos, serían reemplazados por otros más someros y superficialmente extensos. Sin embargo, si con posterioridad el paisaje llega a estabilizarse por el efecto tampón de la cobertura vegetal, la edafogénesis avanzaría y, como consecuencia, alcanzaríamos un estado con mayor superficie y volumen de material edáfico. ¿Cuánto tiempo tardaría en equilibrar un proceso de incisión fluvial la pérdida inicial de suelos?. Se trata de una cuestión cuyas repercusiones aún están por esclarecer. Así pues, al menos a escala geológica, los procesos de incisión fluvial actúan como mecanismos de diversificación del paisaje e incluso como generadores de recursos edáficos, a largo plazo. ¿Podría ocurrir algo semejante a escalas espacio-temporales más breves?. Obviamente cuando la erosión hídrica conduce a procesos de peniplanización y pediplanización, el proceso sería inverso al de incisión.

LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS Y LOS MÉTODOS DE SELECCIÓN DE LAS ÁREAS A PRESERVAR

Uno de los problemas esenciales en biología de la conservación son los recursos limitados, de todo tipo, de los que se dispone.

A tal respecto, Vane-Wright y colaboradores (Vane-Wright *et al.* 1991; Vane-Wright 1996; Williams *et al.* 1996) reconocen una serie de principios a seguir: (i) eficiencia y complementariedad (la eficiencia deseada se alcanza cuando se maximiza la complementariedad (ver más abajo); (ii) vulnerabilidad y “triangle”; (iii) viabilidad e imperativo ecológico; y (iv) flexibilidad y redes orientadas al objetivo, en donde la flexibilidad podría definirse como el grado en que diferentes configuraciones de una red pueden satisfacer los objetivos de conservación, para un determinado número de sitios o el área total a preservar. Existe una abundante literatura en lo concerniente a la optimización del diseño espacial de reservas individuales o redes de reservas (Shafer 1990; Usher 1991; Vane-Wright, 1996). Lamentablemente, sin embargo, una buena parte de dicha literatura se basa acriticamente en la Teoría de la Biogeografía Insular y su premisa del equilibrio de las comunidades ecológicas (ver revisión de Vane-Wright, 1996). Sin embargo, dada la gran cantidad de situaciones que pueden acaecer en la naturaleza y la sociedad, así como la idiosincrasia inherente a cada ecosistema y *taxa* (cada río, bosque, pradera, suelo, etc., pueden atesorar elementos únicos merecedores de protección), una metodología que integre simultáneamente todos estos factores, es muy difícil, por no decir imposible, de elaborar.

La *forma* de una reserva ha sido considerada por muchos expertos como una propiedad importante. Nosotros no pensamos que esta aseveración sea válida para todos los *taxa*, comunidades, y menos aún para el caso de los suelos u otras estructuras abióticas. Para el diseño de reservas extensas la forma no suele ser importante. Por el contrario, cuando se requiere el diseño de una red de pequeñas reservas, especialmente en los países industrializados, esta propiedad puede ser crítica en muchas ocasiones. La paradoja con que se encuentra el experto es que, en la

última situación, suele encontrarse con muy pocas alternativas, debido al conflicto por los usos de un recurso limitado. Y al contrario, en las áreas más remotas del mundo, donde las reservas de suelo pueden ser muy grandes y por ello no generar tales conflictos, la forma carece de importancia. Para Game (1980)

“la diversidad de los suelos y otras heterogeneidades del hábitat (p. ej. geomorfología) deben ser maximizadas, mientras que ninguna forma a priori es mejor que otra”.

El criterio de *rareza o singularidad* da más valor a aquellos *taxa* que son infrecuentes en el área de estudio. Se han propuesto varios criterios al respecto (Van der Ploeg, 1986). El criterio de *naturalidad o representatividad*, por el contrario hace énfasis en conservar el mayor número posible de elementos de cualquier ensamblaje a conservar (p. ej. las especies de los ecosistemas o los *edafotaxa* de un paisaje de suelos) en un territorio o región concretos. De este modo la representatividad se despreocupa de aquellas especies que no se desarrollan de forma natural en el área de estudio (p. ej. especies invasoras, antrosoles, etc.). Sin embargo, a largo plazo, la percepción de estas últimas puede cambiar e incluso invertirse en sus términos (Usher, 1991). Así, por ejemplo, en ciertos países como EE.UU., hoy se conservan los viejos vertederos humanos por su valor para los estudios antropológicos. Del mismo modo ciertos antrosoles indígenas milenarios deben conservarse por la información que atesoran. Por tanto, los criterios de rareza y representatividad también son importantes, al contrario que el de la forma, con vistas al diseño de redes naturales de suelos (o de otros recursos abióticos) en una determinada región.

Criterios cuantitativos para la selección de áreas

El diseño de reservas naturales requiere elaborar estimaciones de diversidad que nos

informen del “*donde*” y del “*como*” debemos conservar, con vistas a decidir que combinación o combinaciones de enclaves susceptibles de ser conservados optimizan nuestros objetivos (Williams 1996). En consecuencia, se necesitan elaborar sistemas de medida y algoritmos sencillos que nos informen como seleccionar las áreas de tal forma que maximicen su “*complementariedad*” para mantener la mayor diversidad posible (Williams *et al.* 1996). Vane-Wright *et al.* (1991) fueron los primeros autores en formalizar el **Principio de Complementariedad**. Para estos autores significa el grado en que enclaves concretos, de forma aislada o combinados, albergan la mayor diversidad tipológica de un territorio. El concepto de complementariedad se encuentra vinculado a los de las diversidades β - y δ -. Sin embargo, al reducir la estimación de diversidad a un valor numérico, se pretende retener toda la información posible sobre los *taxa* presentes en los enclaves estudiados. Para Williams *et al.* (1996) las potencialidades del análisis cuantitativo de las áreas complementarias son dos: (i) fuerzan a los expertos a informar de forma explícita sus criterios y juicios (lo cual es importante, ya que las prioridades dependen de los juicios y objetivos de los especialistas, es decir, no son universales); y (ii) las herramientas cuantitativas pueden aportar información adicional a la ya mencionada. Es recomendable que estos métodos sean flexibles con vistas a que nos proporcionen diversas elecciones alternativas (combinaciones de enclaves), en función de su viabilidad, riesgos y costes [p. ej. conflictos socioeconómicos, competición con otros usos de la tierra, etc.] (Williams *et al.* 1996). Si el objetivo de la conservación es mantener todos los atributos y caracteres a través de indicadores subrogados, la flexibilidad debe ser contemplada como una expresión de la complementariedad. En este contexto, Pressey *et al.* (1994) introducen la noción de **irremplazabilidad** y una de las preguntas más frecuentes que suele realizarse es: ¿cual es el

número mínimo de enclaves requerido para representar todos los habitats y *taxa* en un área o región determinada?. Con este propósito, al menos cada *taxa* debe estar incluido en uno de los habitats seleccionados. (Williams *et al.* 1996). Esta aproximación presenta en la práctica un buen número de obstáculos. Estos últimos no solo afectan a los problemas de viabilidad y riesgo / persistencia, sino que también conciernen al significado de “completo” (conservación de todo; ¿de que todo?) (Williams *et al.* 1994). Obviamente la simple presencia de un *biotaxa* o *pedotaxa* no presenta toda la variabilidad intraespecífica o variación *intertaxa* de sus caracteres, lo cual es un atributo de la población y no de sus individuos constitutivos (en términos edafológicos el rango de variabilidad permisible de las propiedades del suelo en una sola unidad taxonómica). La única solución viable consiste en conservar todo el territorio o región considerada, justamente lo contrario que busca el criterio de áreas complementarias, debido a la irreductible competencia por los usos de la tierra. Sin embargo si el objetivo es preservar el mayor número de genes o caracteres (propiedades del suelo), al menos la selección de un conjunto mínimo de áreas que albergue sus subrogados (especies) posee al menos la ventaja de que siempre optimizará la selección respecto a cualquier otro criterio predeterminado que pudiera contemplar el mismo número de enclaves (Williams, 2000). Este tipo de “*eficiencia*” es de importancia capital. En la práctica, resulta más apropiado para maximizar la representación de la diversidad, permitiendo también responder a cuestiones capitales del tipo: ¿qué enclaves que solo contemplen el 1% del área de estudio pueden preservar el mayor número de *taxa* posibles? (Vane-Wright *et al.* 1991; Csuti *et al.* 1997).

La selección de **áreas prioritarias** para la conservación de la diversidad puede realizarse mediante procedimientos distintos, tales como la selección de (i) puntos calientes

de riqueza (selección de las áreas más ricas en *taxa*); (ii) puntos calientes de rareza (p. ej. endemismos o, en el caso de los suelos, *edafotaxa* singulares al área); y (iii) conjunto de áreas complementarias (selección de áreas cuya combinación maximiza el número de *taxa* a preservar). McBratney (1992) hizo en el ámbito teórico una propuesta similar para la conservación de la edafodiversidad taxonómica. Los procedimientos de complementariedad distinguen entre áreas irremplazables y áreas flexibles, lo cual facilita a los planificadores el poder suministrar alternativas a la hora de la negociación (Williams *et al.* 1996). La complementariedad requiere también hacer explícito los *taxa* que justifican la elección de cada enclave a conservar. Sin embargo, no resuelve todos los problemas que, de hecho, se dan en la práctica, tales como la viabilidad, los riesgos de fracasar en el objetivo y los costes de la operación (Williams *et al.* 1996).

El método más popular de los mencionados anteriormente, aunque no probablemente el mejor, es el de los **puntos calientes de riqueza** (hotspots of richness). Para utilizar este método tan sólo se requieren datos de presencia-ausencia por enclave, región (o territorio administrativo, como suele ser el caso). También posee la ventaja de que basta conocer el número y no la identidad de cada *taxa*, por lo que permite extrapolar estimaciones de riqueza utilizando diferentes esquemas taxonómicos simultáneamente (“clasificaciones nacionales”). Por el contrario los **puntos calientes de rareza**, también denominados endemismos circunscritos (“narrow endemism”), son similares a los puntos calientes de riqueza, aunque centran su atención en *taxa* singulares. Este método posee la ventaja de requerir tan solo datos de estos últimos *taxa*. Para el caso de el diseño de reservas naturales de suelos, y teniendo en cuenta la naturaleza de las taxonomías edafológicas, esta aproximación no es viable, excepto en el caso de abordar estudios alternativos que

suministran mucha más información que la proporcionada por los inventarios de suelos basados en taxonomías. Sin embargo, también debe tenerse en cuenta que los suelos son bloques de memoria (p. ej. de los cambios ambientales del pasado) por lo que los paleosuelos (enterrados o no), deberían ser preservados. Esta forma de proceder coincide en algunos aspectos con los procedimientos denominados puntos calientes de rareza.

Cuando se identifica y prueba cualquier indicador subrogado para la estimación de la biodiversidad la aplicación de los métodos de complementariedad es igual de factible (Vane-Wright *et al.* 1991). Se trata de una práctica muy común en biología de la conservación. Como veremos más adelante, la edafodiversidad puede utilizarse como subrogado de la biodiversidad vegetal y de la del suelo. Por ejemplo, en términos edafológicos, si un área de la edafosfera está constituida por los *edafotaxa* Luvisol, Cambisol y Vertisol, mientras en otra la integran Luvisol, Cambisol y Andosol, esta última complementa a la primera por la presencia del Andosol (Figura 12). Conceptualmente, la complementariedad es independiente de la escala de resolución a la que se trabaje, aunque no lo sea el número de caracteres o *taxa* complementarios. Mientras las metodologías de puntos calientes de riqueza y rareza suelen fracasar a la hora de representar todos los *taxa*, como mínimo en una ocasión, las de complementariedad recogen todos los *taxa* dos o más veces, para un porcentaje concreto del área estudiada. Obviamente la metodología de los puntos calientes de riqueza proveerá un mayor número de *taxa* por cuadrícula o localidad, pero muchas de aquellas serán repeticiones de los *taxa* más ubicuos. Comparativamente los puntos calientes de rareza y la complementariedad darán lugar a una representación más equitativa de los *taxa*. Sin embargo la complementariedad incrementa el número de presencias para la mayor parte de las especies raras (Williams *et al.* 1996).

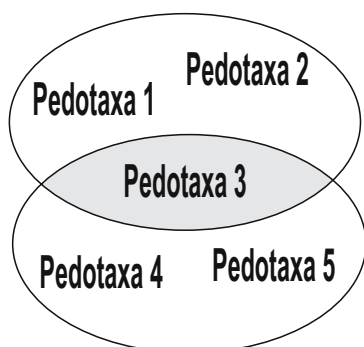


FIGURA 12: Un ejemplo elemental sobre el concepto de la selección de áreas basado en la complementariedad

En la literatura actual sobre biología de la conservación se puede constatar la existencia de diversos algoritmos con vistas a la selección de reservas, tales como: algoritmos heurísticos basados en la riqueza, algoritmos heurísticos basados en dar diferente peso (importancia) a las especies raras, algoritmos heurísticos como los anteriores en base a

procesos iterativos, simulación de templanzas, algoritmos de ramificación selectiva mediante programación lineal, etc. (Csuti, *et al.* 1997). Según Csuti *et al.* (1997), la mayor parte de estos procedimientos son alternativas aceptables. En términos generales creemos que los algoritmos basados en el concepto de áreas complementarias son los más aptos para resolver el diseño de redes de reservas de suelos. Información sobre los mismos puede encontrarse en los trabajos de Vane-Wright *et al.* (1991), Vane-Wright (1996), Csuti *et al.* (1997). En la Fig. 13 presentamos un ejemplo muy simple retocado a partir de otro propuesto por Williams (2000). Como puede observarse las áreas 2 + 3 se complementan perfectamente con vistas a albergar todos los *taxa* entre a y h. En este caso particular el punto caliente de riqueza sería el área 1, pero sería innecesario seleccionarlo. En situaciones mucho más complejas y frecuentes, los enclaves que no necesitan ser preservados pueden identificarse mediante un test de redundancia.

Áreas	a	b	c	d	e	f	g	h
1	•	•	X	X	X	X	X	•
2	X	X	X	X	•	•	•	•
3	•	•	•	•	X	X	X	X
4	X	X	X	•	•	•	•	•
5	•	•	•	•	•	X	X	X

FIGURA 13: Matriz para la selección de áreas complementarias. Pedotaxa

La creciente popularidad de los procedimientos para la estimación de áreas complementarias, ha dado lugar a una enorme proliferación de técnicas y variantes alternativas. En realidad la solución exacta a este problema puede alcanzarse mediante procedimientos de “búsqueda exhaustiva” de todos los posibles conjuntos de combinaciones. Sin embargo, no

es infrecuente que el número de localidades y *taxa* sea tan numeroso como para generar problemas de cálculo computacional (Kirpatrick 1983; Csuti *et al.* 1997). Técnicas del tipo “*branch-and-bound algorithms*” ofrecen soluciones óptimas, pero aún así pueden tardar varios días cuando se trabaja con unos pocos cientos de *taxa* y enclaves, lo que impide cual-

quier tipo de selección interactiva de las áreas prioritarias (Williams *et al.* 1996). En estos casos la alternativa más viable que, aunque no da resultados óptimos, sí ofrece al menos otros muy aceptables son los algoritmos heurísticos basados en estimaciones de la rareza. (Csuti *et al.* 1997). La ventaja práctica de las rápidas técnicas heurísticas ha llegado a ser apreciada por una buena parte de los expertos, como también ocurre en el ámbito de la sistemática, por cuanto se enfrentan a problemas de optimización similares (Faith, 1992, 1994). Más aún, la posible reducción en la eficiencia de estas últimas técnicas, al incorporar al procedimiento los test de redundancia, es muy escasa (Williams 2000).

LA OPCIÓN DE LOS INDICADORES SUBROGADOS PARA ESTIMAR LA DIVERSIDAD CON VISTAS A DISMINUIR LOS COSTES DE LAS EVALUACIONES

Si partimos de la premisa de que la mejor estimación de la biodiversidad se alcanza a nivel de especie, asumiendo que dichas especies manifiestan la mayor parte de la diversidad

genética que se relaciona con sus caracteres, es evidente que la cuantificación de la biodiversidad es difícil y costosa. En el caso de que nos encontremos ante el reto de disponer de escasos recursos económicos, debemos acudir a utilizar indicadores subrogados de la biodiversidad. Por un lado se pueden utilizar *taxa* a un mayor nivel jerárquico de las taxonomías biológicas (géneros, familias, etc.). Por ejemplo, Williams y Humphries (1996) constatan una correlación positiva satisfactoria entre el número de familias y especies contabilizadas en diversos inventarios. También pueden utilizarse otros subrogados, como vincular el número de ecosistemas y hábitats distintos que alberga una región y su diversidad específica. Sin embargo, actualmente se debate si existen correlaciones claras entre unos y otros, especialmente debido a la subjetividad que se produce en la práctica para la caracterización y cartografía de los ecosistemas (Williams 1996). En la elección de subrogados (p. ej. paisajes de suelos o diversidad de factores formadores en lugar de *edafotaxa*) debe alcanzarse un compromiso entre precisión de las medidas e información a bajo coste a la que puede acceder el experto (Williams 2000)

TABLA 2: Elección de subrogados con vistas a estimar la biodiversidad (Williams 1996)

TIPO DE SUBROGADO	Ventaja: Precisión de la medida de la diversidad de caracteres	Escala de subrogados para evaluar la diversidad de caracteres	Ventaja: Inventarios no costosos y unidades más aptas para la conservación de las especies
	Baja		Alta
<i>Subrogados ambientales</i>	↓	Riqueza de ecosistemas	↑
	↓	Riqueza de tipos climáticos	↑
	↓	Riqueza en clases del terreno	↑
	↓	Riqueza de clases de substratos	↑
<i>Subrogados de ensamblajes ambientales</i>	↓	Riqueza de unidades de paisaje	↑
	↓	Riqueza de hábitats	↑
<i>Subrogados de ensamblajes</i>	↓	Riqueza de tipos de comunidades	↑
	↓	Riqueza de tipos de vegetación	↑
<i>Subrogados taxonómicos</i>	↓	<i>Taxa</i> jerárquicamente superiores	↑
	↓	Especies / subespecies (riqueza)	↑
	↓	Taxonómica/filogenética (riqueza)	↑
	↓	Genes / riqueza de caracteres	↑
	Alta		Baja

A pesar del esfuerzo de los biólogos de la conservación, muchas de las relaciones entre posibles subrogados y la biodiversidad son muy mal conocidas. En consecuencia deben usarse con suma precaución, tras realizar los test y diseños oportunos, con vistas a detectar si las vinculaciones son aceptables. Una consecuencia de esta aproximación es que también suministra una “presunta” visión unificada de los tres niveles tradicionales de percibir la biodiversidad. En efecto, se parte de la diversidad genética como pilar de la estimación de la diversidad específica (estimación de la riqueza relativa del genoma) y de la ecosistémica (riqueza relativa de los diferentes procesos, que, en última instancia depende de los propios genes de las especies). Esta visión, defendida por Williams (1996, 2000), si bien es interesante a nivel conceptual, no nos parece más que un mero ejercicio intelectual. En cualquier caso, el uso de indicadores subrogados esta legitimado por la necesidad. Como veremos posteriormente, los autores han constatado que la edafodiversidad taxonómico es un excelente subrogado de la diversidad de especies y comunidades vegetales. Efectivamente, disponemos de datos aún no publicados que muestran como en la Península Ibérica, utilizando las cuencas de drenaje como una colección de muestras, la diversidad de la vegetación potencial esta fuertemente correlacionada con la de *edafotaxa*. En un apartado posterior abundaremos sobre otros resultados que apuntan en la misma dirección.

BIODIVERSIDAD EDÁFICA

El suelo es un subsistema con entidad propia dentro de los ecosistemas terrestres, que deriva del hecho de ser receptor neto de un flujo de energía contenido en la necromasa que se incorpora (García Álvarez 1989). Esta circunstancia tiene un carácter universal, al margen de la heterogeneidad de *edafotaxa* en el espacio y el tiempo, y da lugar a una gran

diversidad estructural de la biocenosis heterótrofa que es capaz de utilizar dicha energía, aunque también pueden reconocerse una considerable cantidad de mecanismos funcionales que dotan al suelo de una enorme diversidad funcional. La biocenosis edáfica *sensu stricto* está constituida mayoritariamente por microorganismos (bacterias, algas, hongos y protozoos), por la micro- y mesofauna, y por algún grupo conspicuo de macrofauna, como es el caso de los lumbrícidos. Según estimaciones actuales el número de especies de bacterias superaría la cifra de 30.000, los hongos incluyen más de 1.500.000 especies, las algas 6.000, los protozoos 10.000 y los nematodos 500.000 (Hawksworth y Mound 1991). Otros grupos de la fauna del suelo como colémbolos, ácaros u oligoquetos, también incluyen miles de especies y cada día se describen otras nuevas para la ciencia de todos los grupos mencionados.

A pesar de ello existen grandes complicaciones para identificar todas las especies de la microflora y la fauna edáficas presentes en un determinado suelo y ni la presencia de un elevado número de especialistas y la dedicación de una gran cantidad de tiempo, garantizan la identificación total. Todo ello nos da idea de la dificultad que presenta determinar la biodiversidad edáfica, en términos parecidos a la que se realiza, por ejemplo, con las especies vegetales presentes en un área determinada. Un problema añadido reside en la heterogeneidad espacial de la distribución (horizontal y vertical) de la biocenosis edáfica, que se concentra en los denominados “hot spots” de actividad (Coleman y Croosley 1996). Esta circunstancia se manifiesta hasta el extremo de que muestras recogidas a muy pocos centímetros de distancia, en un suelo con aparente uniformidad en sus propiedades físicas y químicas y en la disposición de la cobertura vegetal, presentan diferencias significativas cuando se realiza el recuento de los distintos grupos, sobre todo los más abundantes. Así, la condición de normalidad que

asumen muchos los modelos de distribución está ausente, y por ello empiezan a adoptarse aproximaciones estocásticas, entre ellas los métodos Monte Carlo citados con anterioridad, que han sido más utilizadas el estudio de variables abióticas.

La creciente necesidad, por parte de políticos y gestores, de disponer de criterios relevantes para hacer frente al progresivo deterioro y degradación del suelo, ha animado a diferentes autores a definir nuevos conceptos que, en muchas ocasiones, han sido utilizados como vicariantes del término biodiversidad. En la última década se han instalado en el ámbito de las ciencias del suelo los conceptos de *calidad del suelo* y *salud del suelo* (Doran y Parkin 1994, Larson y Pierce 1994, Doran y Safley 1997) que tratan de enlazar con la definición de sustentabilidad y resiliencia del suelo, basada en las denominadas "funciones del suelo" (Blum y Santelises (1994). Dichos conceptos utilizan como descriptores cierto número de variables bióticas sintéticas (biomasa microbiana, respiración del suelo, actividades enzimáticas, etc.), que están implicadas en procesos edáficos fundamentales, junto a otras características físicas y químicas del suelo. El concepto de calidad del suelo ha llegado a ser propuesto como paradigma para valorar la condición de sustentabilidad y como guía para las investigaciones y las políticas de conservación del suelo (Sojka y Upchurch 1999). Sin embargo ha ocasionado numerosas controversias y ha sido objeto de fuertes críticas (Sojka y Upchurch 1999), exponiendo la inconsistencia de un concepto que busca una aproximación holística al medio edáfico y reduce a un corto número de variables el criterio para la tipificación en suelos de diferente "calidad", término que por otro lado tiene un componente teleológico, muy alejado de la dialéctica de los procesos naturales y los organismos implicados en ellos.

Debido a las dificultades para determinar la biodiversidad edáfica, en el sentido en que

se realiza en otras comunidades en las que el muestreo es más accesible, se han desarrollado líneas de trabajo que tratan de dilucidar las relaciones entre biodiversidad y funciones que tiene lugar en el subsistema edáfico (aunque no las funciones del suelo que mencionábamos anteriormente), asumiendo que existe una estrecha relación entre la riqueza de especies y los procesos clave que se desarrollan en el suelo, tales como las tasas de descomposición de la materia orgánica o el reciclado de nutrientes. De este modo se trata de conocer la incidencia de impactos sobre la microflora y la fauna edáficas, evitando algunas de las presunciones admitidas hasta el momento que atribuyen, por ejemplo, una relación directa entre la pobreza de diversidad de las comunidades epigeas (vegetación, avifauna, poblaciones de mamíferos, etc.) y la biocenosis del suelo.

ANTECEDENTES DE LOS ESTUDIOS DE GEODIVERSIDAD

Existen muy pocos antecedentes, tanto en la literatura ecológica como en la de las CC. de la Tierra, sobre geodiversidad y las relaciones entre biodiversidad y geodiversidad *s. l.* Por tanto, no resulta muy difícil realizar un examen exhaustivo de la misma. Exponemos a continuación un breve resumen.

Arnett y Conacher (1973) mostraron que la jerarquización de las cuencas de drenaje (proceso de estructuración temporal que podría, en principio, emular al de una sucesión ecológica) induce un incremento en la riqueza de unidades edafogeomorfológicas del sistema. Ibáñez *et al.* (1990) demostraron como la evolución o jerarquización de las cuencas incrementa su edafodiversidad o negentropía. Ibáñez *et al.* (1994) constatan que el proceso de incisión fluvial incrementa la riqueza y diversidad de los paisajes litológicos, geomorfológicos y edáficos, a la par que aumenta la dimensión fractal de la topografía. Así mismo, De Alba *et al.* (1993) com-

prueban como dentro de una misma cuenca, la riqueza y diversidad de unidades geomorfológicas aumenta según lo hace el rango o la jerarquía del cauce principal. Estos estudios han sido realizados en ambientes mediterráneos de Australia y España. En consecuencia, todo induce a pensar que según evoluciona un sistema con el tiempo, ya sea de carácter biótico o abiótico, se incrementa su diversidad y grado de organización espacial (Ibáñez *et al.* 1995d), como también predicen las Ciencias del Caos y de la Complejidad. Así pues, al menos a escala geológica, la erosión fluvial se comporta como un elemento generador de complejidad *s.l.* Dado que las cuencas son estructuras fractales, y que los mencionados estudios han sido elaborados a varias escalas, podemos postular que, desde esta perspectiva, los paisajes de suelos pudieran ser estructuras fractales (Ibáñez *et al.* 1995d).

Ibáñez *et al.* (1998a) muestran que, como en el caso de la biodiversidad, la estimación de la geodiversidad aumenta conforme lo hace el área muestreada. También comprueban como los modelos de distribución de los paisajes de suelos, suelen ajustarse preferentemente a las distribuciones logaritmo-normales, como sucede con los datos biológicos. Sin embargo, al pasar a escalas globales emergen distribuciones más equitativas (Ibáñez *et al.* 1998a), como en el caso de la biodiversidad. Finalmente, al dividir la edafosfera en función de la extensión ocupada por cada *edafotaxa*, se obtiene una distribución de palo quebrado, es decir la más equitativa (Ibáñez *et al.* 1997; 1998a).

Como puede observarse, al utilizar metodologías procedentes del campo de la ecología al estudio de las estructuras abióticas del paisaje, emergen rasgos comunes hasta hora insospechados. Estos indicios permiten inferir la posibilidad de una existencia de regularidades universales comunes a ambos. ¿Que propiedades organizativas comparten?. Probablemente que se trate de sistemas abiertos disipativos al borde del caos. Si esto es así,

podría abordarse la génesis de una nueva síntesis transdisciplinar que abarcara, al menos a la mayor parte de las estructuras y procesos de la superficie terrestre (Ibáñez y García-Álvarez 1991, Ibáñez *et al.* 1991, 1995a, 1997, 1998a y b). Al contrario de la opinión general (Gell-Mann 1995, Morin 1990) los procesos de autoorganización no parecen ser patrimonio de los sistemas biológicos (Ibáñez *et al.* 1991 & 1995a, 2001b, 2001c).

Williamson (1981) detecta la existencia de una ley potencial, o lo que es lo mismo una relación lineal en escalas logarítmicas, entre el número de unidades litológicas distintas y el área, a partir de mapas geológicos. Este autor concluye diciendo que:

*“Si este patrón fuera ubicuo, entonces, como mínimo, algunas SPARs detectadas para plantas vasculares podrían derivarse directamente de los patrones espaciales del ambiente abiótico en las cuales se desarrollan, mientras que las SPARs para el mundo animal se deberían también a los patrones bióticos, a los del mundo vegetal, o a los de ambos, simultáneamente” (ver también los resultados y argumentos expuestos Rafe *et al.* 1985).*

Cody (1983) observa que la diversidad de la avifauna en las islas del Golfo de California se incrementa con el área muestreada, lo cual es un resultado normal en la bibliografía ecológica. Este autor sugiere que sus resultados podrían deberse a la geomorfología de las cuencas de drenaje. Según Cody, las islas de mayor tamaño albergan cuencas de mayor rango (más estructuradas y jerarquizadas), en las que aparece un mayor número de unidades geomorfológicas de origen fluvial que en las cuencas de menor rango, características de las islas más pequeñas. Por tanto las primeras también disfrutan de más tipos de comunidades riparias. Esta misma hipótesis es defendida para las cuencas de drenaje continentales por Ibáñez *et al.* (1990, 1994), Saldaña *et al.* (1996) e

Ibáñez y Carrera (1999) los cuales hacen un análisis detallado de las relaciones entre rango (complejidad) de las cuencas y la edafodiversidad taxonómica. Aunque Ibáñez *et al.* (1990) no lo explicitan, de los resultados que se muestran en sus gráficas se deriva también una ley potencial entre el número de *edafotaxa* y el rango y tamaño de las cuencas. Posteriormente, Ibáñez y Carrera (1999) encuentran, para el conjunto de la Península Ibérica, leyes potenciales similares entre el rango y tamaño de las cuencas y la diversidad, tanto de fitocenosis potenciales como de *edafotaxa*. Ibáñez y De Alba (2000) postulan que la relación potencial entre el área y la edafodiversidad potencial debería ser ubicua. Phillips (2001) encuentra evidencias empíricas en ese sentido, al analizar las relaciones edafodiversidad-área en una cronosecuencia de terrazas en EE.UU. Por su parte, tanto Rafe (1983) como Usher (1985) exploran las relaciones especies-área en ambientes cársticos del Reino Unido, concluyendo que las clasificaciones micro-edafo-geomorfológicas de los hábitats analizados, son mejores predictoras del número de especies vegetales que el área *per se*.

Johnson y Simberloff (1974) observan que, al menos en el caso de las Islas Británicas, la edafodiversidad de los paisajes de suelos predice mejor la riqueza en plantas vasculares que el área, latitud, distancia al continente, y otras variables abióticas. Estos autores sugieren que el papel jugado por los suelos en la biodiversidad vegetal podría indicar que la heterogeneidad de las estructuras abióticas del hábitat, más que el área en sí misma, o los postulados de la Teoría de la Biogeografía Insular, serían los mecanismos subyacentes generadores de la diversidad biológica. En consecuencia el área podría ser en sí misma sólo un indicador indirecto de la diversidad de hábitat. Sin embargo, Johnson y Simberloff no se atreven postular ninguna hipótesis articulada y sugieren que: “*las pruebas definitivas deberían esperar*

la investigación de científicos ingeniosos que diseñaran un experimento crítico a este respecto”. Ibáñez *et al.* (2001b), vuelven a analizar los datos de Johnson y Simberloff (1974), detectando que tanto las SPARs, como las relaciones edafodiversidad-área, se ajustan a una ley potencial con un exponente cercano (plantas vasculares) o igual a 0.25 (Figura 14), tal como postula la Teoría de la Biogeografía Insular. Del mismo modo Ibáñez *et al.* (2001a), para el mismo archipiélago, detectan una relación potencial entre el área y el relieve (altitud máxima). Estos autores también muestran como los índices de diversidad incrementan con el área de estas islas, mientras que los algoritmos para la estimación de la S_{max} (riqueza máxima) y sus representaciones gráficas son idénticas a los mostrados para los datos biológicos en la literatura. Paralelamente, los modelos de distribución de abundancia se ajustan a series geométricas (equivalentes a pequeñas muestras) en las islas pequeñas o más erosionadas (equivalente a impacto ambiental), mientras que los ensamblajes de las islas grandes (y del conjunto de todas las islas, equivalente a una muestra grande) se ajustan a la distribución logaritmo-normal, como lo hacen los datos ecológicos bajo las mismas circunstancias. En otras palabras, detectan que los argumentos esgrimidos por May (1975) respecto a los DAMs para los organismos biológicos, también son válidos para entes abióticos, como son los suelos. Finalmente, Ibáñez *et al.* (2001a,) encuentran una relación potencial, con un exponente de 0.25, entre la edafodiversidad taxonómica y el área de las Islas del Egeo. Estos autores postulan, como Cody, que el incremento del tipo de suelos con el tamaño de la isla podría deberse al aumento paralelo del número de unidades geomorfológicas. Del mismo modo, encuentran relaciones potenciales entre el área y el relieve (altitud máxima de las Islas). Estos autores constatan la veracidad de los resultados y las conclusiones conocidas bajo el

término de ley de Korack (Korack 1938), en contra de las manifestaciones de Mandelbrot (1982.). Esta ley predice, partiendo también de los datos de las islas del Egeo, que la abundancia-tamaño de los sistemas insulares se ajusta a una ley potencial que, al menos para el caso del Egeo, posee un exponente

de 0.50. También cabe recordar aquí como las leyes de Horton (1945), ampliamente contrastadas concernientes a la evolución de las cuencas de drenaje también predicen que la relación abundancia-tamaño de estas unidades geomorfológicas se ajusta a una ley potencial.

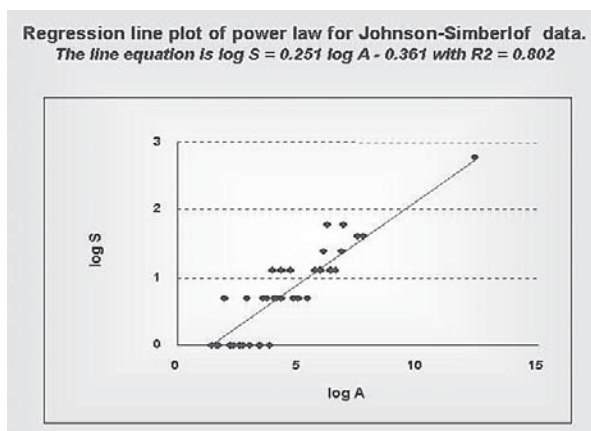


FIGURA 14: Distribución potencial de los edafotaxa en las islas del Egeo según el rango de tamaños ($z = 0.251$)

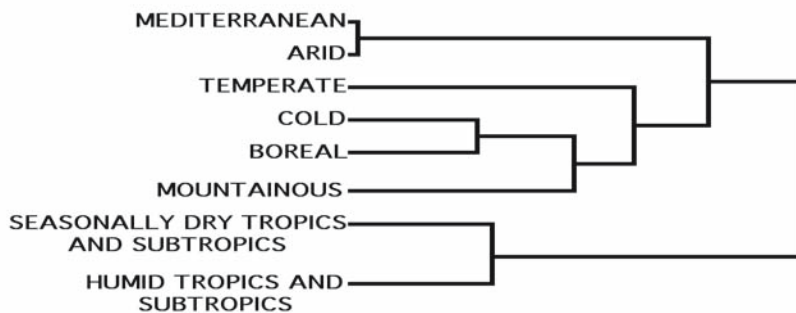


FIGURA 15: Dendrograma de la diversidad ϵ mostrando la relación entre los distintos edafomas en función de sus respectivas composiciones en edafotaxa

Por su parte, Ibáñez *et al.* (1995b, 1995c, 1998a) abordan un análisis de la diversidad β a escala continental, tanto de Europa como a escala planetaria. En el primer caso constatan como los paisajes de suelos mediterráneos, a

la par de ser más diversos que los de los climas templados, poseen estrechas afinidades entre sí. A nivel planetario se demuestra la existencia de una concatenación latitudinal clara, de la que sólo se desmarcan los eda-

fomas de alta montaña y los mediterráneos, teniendo todos los restantes más afinidad con sus vecinos que con los más lejanos (Figuras 15 y 16).

Finalmente, MacBratney (1992, 1995), Ibáñez (1995, 1996) e Ibáñez *et al.* (1998b, 2001b) propone el diseño de redes de reservas naturales de suelos, con vistas al mantenimiento de la edafodiversidad como parte integrante del patrimonio geológico. Ibáñez *et al.* (2001b), a partir de los resultados del Egeo ya mencionados, elaboran una metodología apta para el diseño de redes de reservas naturales de suelos capaces de preservar tanto la edafodiversidad taxonómica como la biodiversidad albergada en los suelos. Así, para el caso de los sistemas Insulares del Egeo, estos autores comprueban como son suficientes 45 km² de territorio para conservar toda la edafodiversidad presente en sus más de 10.000 km².

Al margen de lo ya indicado, los ensamblajes de *edafotaxa* en las islas del Egeo mostraron ser subconjuntos anidados (Ibáñez y Recatalá, datos pendientes de publicación) pasando la prueba de los tests estadísticos. Resulta sorprendente que en la proposición original de la teoría por sus autores se hablara de migraciones y extinciones como mecanismos generadores de tales subconjuntos. Sin embargo estos pueden sustituirse por vocablos edafogenéticos sin que se altere el resultado.

Como puede deducirse, las regularidades detectadas en las entidades abióticas ensayadas (paisajes de suelos, *edafotaxa*, unidades geomorfológicas y litológicas) son sorprendentemente semejantes a las mostradas en la literatura ecológica para los organismos vivos. Debido a que los resultados en ecología son interpretados en términos biológicos, los antecedentes señalados pueden ser relevantes al menos en tres aspectos diferentes (Ibáñez, 2001b): (i) ¿cuáles son las razones de las semejanzas y diferencias obtenidas entre los recursos bióticos y abióticos? (ii)

¿deberá la teoría ecológica modificar algunos de sus fundamentos una vez comprobadas las semejanzas mencionadas? y (iii) ¿cuáles son sus implicaciones para la gestión y evaluación ambiental?.

El primer apartado nos conduce a discernir entre regularidades de bajo nivel (biológicas, edafológicas) y de alto nivel (p. ej. aplicables al conjunto de los sistemas superficiales terrestres, tanto bióticos como abióticos). Mientras las primeras son necesariamente inconmensurables entre entidades de naturaleza tan dispar como *edafotaxa* y *biotaxa*, las segundas podrían analizarse mediante las herramientas disponibles en las denominadas ciencias de la complejidad. A pesar de ello existen indicios de que en ambos casos se comportan como estructuras disipativas, con patrones semejantes de autoorganización espacial y temporal que conducen hacia un incremento de su complejidad (Ibáñez *et al.* 1991 1995d; Phillips 1993, 1999). Los dos siguientes apartados parecen tener una respuesta explícita. Las implicaciones para el futuro de la edafología son mayores de lo que pudieran imaginarse. El análisis comparado de los recursos bióticos y edafológicos podría servir para corroborar o refutar algunas de las teorías vigentes, como la Teoría de la Biogeografía Insular (MacArthur y Wilson 1967), o la denominada Teoría Lognormal (Preston 1962a, b), sobre las cuales ya existen serias polémicas (Tokeshi 1993; Rosenzweig 1998) y proposiciones alternativas (Tokeshi 1993). Si esto es cierto, serviría para relanzar la edafología en ámbitos del conocimiento que hoy disfrutan de un gran prestigio, como lo es la conservación de los recursos biogeosféricos. Las implicaciones para la gestión y evaluación ambiental pueden ser amplias. Así, por ejemplo, en ausencia de los inventarios biológicos apropiados (muy frecuente en los países en vías de desarrollo), los mapas de suelos podrían utilizarse como indicadores de la biodiversidad de plantas vasculares

o la del propio suelo (Ibáñez *et al.* 2001b). Debe tenerse en cuenta que no existe ningún inventario exhaustivo de la biodiversidad del sistema edáfico, por cuanto tal tarea requeriría cuantiosas inversiones y la participación de un número de especialistas desproporcionado. Por el contrario, los mapas de suelos son muy comunes, incluso en los países poco desarrollados.

En lo que concierne al diseño de reservas naturales de suelos, nuestras conclusiones, basadas en los resultados previamente expuestos, así como por ciertas consideraciones teóricas son los siguientes: (i) la mejor entidad edafológica a considerar son las asociaciones o paisajes de suelos, ya que los *edafotaxa* forman parte de un *continuum* con vinculaciones estructurales y funcionales dentro de dichos paisajes, por lo que no tiene sentido conservarlos como tal sin riesgo de ser alterados; (ii) La unidad geomorfológica más apta para conservar los edafopaisajes es la cuenca de drenaje, por cuanto canaliza y mantiene la funcionalidad en los paisajes de suelo de los flujos de energía y materia; (iii) es posible maximizar la edafodiversidad de una reserva de suelos, seleccionando las

cuenca con mayor diversidad de edafopaisajes y los edafopaisajes con mayor diversidad de *edafotaxa*. Por razones prácticas, las cuencas seleccionadas deben ser lo más pequeñas posibles, pero respetando los criterios (i) y (ii). En consecuencia, sugerimos un simple procedimiento anidado de dos pasos. Debe tenerse en cuenta que tanto en biología de la conservación, como en gestión ambiental, las cuencas van adquiriendo paulatinamente un mayor reconocimiento. Adicionalmente la rareza, por ejemplo algunos paleosuelos muy antiguos, y la representatividad son criterios adicionales que pueden tener interés en casos concretos, pero también son más difíciles de detectar debido tanto a la naturaleza de las clasificaciones edafológicas como a los procedimientos convencionales usados en el inventario de los suelos. Sin embargo, la naturalidad y la forma sólo son criterios a considerar bajo situaciones muy concretas. Por su parte, los métodos de selección de áreas basados en el concepto de complementariedad, en la mayor parte de los casos, ofrecen más ventajas sobre los sustentados en los puntos calientes de riqueza y rareza.

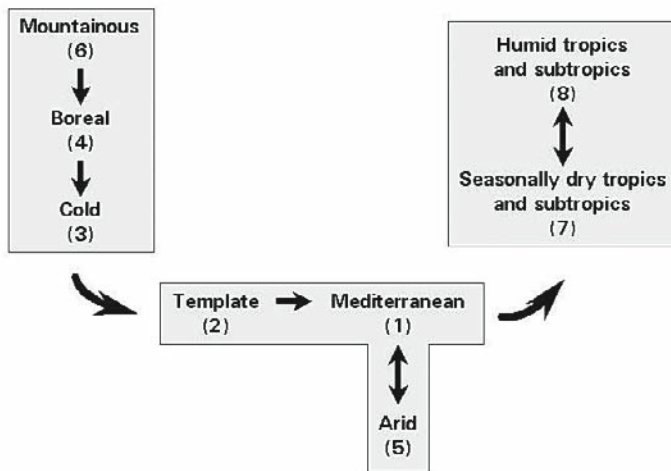


FIGURA 16: Árbol de conexiones mínimas (un tipo de análisis multivariante que muestra la relación latitudinal de los distintos edafomas en función de su composición de sus respectivas composiciones en *edafotaxa*)

Finalmente hay que indicar, como ya ha quedado patente, que los *edafotaxa* pueden ser utilizados como subrogados de la biodiversidad. La conservación de *edafotaxa* bajo distintos usos del suelo (vegetación potencial, pastos, matorrales, usos tradiciones sustentables, etc.) permite preservar, sin su conocimiento previo, la hasta ahora mal estudiada, aunque esencial, biodiversidad de los suelos. Un valor añadido en el diseño de reservas de suelos, especialmente cuando sobre ellas se desarrolla la vegetación potencial, es que pueden identificarse y catalogarse “suelos de referencia” (benchmark soils), con vistas al diseño y desarrollo de programas de monitorización de la calidad de los suelos, que tan de moda están hoy en día. Obviamente, los criterios utilizados para la confección de las taxonomías de suelos hasta la fecha, muy sesgados por criterios agronómico-productivistas, son muy mejorables con vistas a la conservación de los recursos edafológicos. Sin embargo, debido a que son los únicos universalmente aceptados y aplicados, especialmente los de la FAO y la USDA, también son los únicos que permiten abordar análisis comparativos (Ibáñez *et al.* 2001b, c). Hasta el momento los mapas de atributos o caracteres basados en herramientas geoestadísticas tan sólo permiten elaborar clasificaciones *ad hoc*, por lo que no cumplen con el criterio anteriormente aludido y no se puede comparar la edafodiversidad de distintos hábitats, regiones y biomas (Ibáñez *et al.* 2001c).

BIODIVERSIDAD Y GEODIVERSIDAD DE LOS PAISAJES MEDITERRÁNEOS

Los ambientes mediterráneos se encuentran entre los más diversos del planeta en cuanto a organismos vivos (Pianka 1983), suelos, litología, geomorfología, tipos de regímenes fluviales, subtipos climáticos, etc. (Ibáñez *et al.* 1992; 1995c, 1996, 1997, 1998a; Hobbs *et al.* 1995; Blondel y Aronson 1995). Según Rivas Martínez (1993) el clima mediterráneo

posee el mayor número de subtipos bioclimáticos del mundo. De acuerdo con Paton *et al.* (1995), la distribución de los suelos a escala planetaria se encuentra condicionada esencialmente por la tectónica de placas, ya que esta última determina también la distribución de los materiales litológicos y de los rasgos megatopográficos. Desde el punto de vista de la tectónica de placas, bajo clima mediterráneo se presentan todos los tipos de segmentos litosféricos posibles (Paton 1996): (i) centros de placa en Australia, Sudáfrica y Península Ibérica; (ii) márgenes compresivos en toda la Cuenca Mediterránea, California y Chile; (iii) Márgenes tensionales en ciertas áreas insulares como las Islas Canarias (Ibáñez *et al.* 1997, 1998a).

Por su parte, la Península Ibérica es una microplaca tectónica en si misma, por lo que alberga una enorme diversidad litológica, tectónica y fisiográfica. Como consecuencia de todo ello, la diversidad de *edafotaxa* por unidad de área, bajo clima mediterráneo, es la mayor del globo y la Península es la más edafodiversa de la vertiente norte de la Cuenca Mediterránea (Ibáñez *et al.* 1995b, 1995c, 1997, 1998a).

La enorme biodiversidad de los ambientes mediterráneos no es discutida por nadie, al contrario que su origen. Posiblemente, este último obedezca a la acción combinada de múltiples causas. Entre ellas cabría mencionar tanto la mencionada diversidad de clima, litología y suelos, como sus respectivas historias geológica y paleoecológica y, finalmente, la milenaria acción antrópica que ha actuado a modo de motor de especiación, condicionando las características de su biota en toda la Cuenca Mediterránea (Ibáñez *et al.* 1995c, 1996, 1997; Hobbs *et al.* 1995; Blondel y Aronson 1995). Quizás, en este contexto, debiera tenerse en cuenta la extraordinaria fragmentación espacial de los biomas mediterráneos a escala planetaria, si tenemos en cuenta su reducida extensión, así como las repercusiones que ello acarrea en

los mecanismos de especiación. De hecho, Schultz (1995) afirma que se trata del bioma más fragmentado de todos. Como consecuencia, la suma de sus historias paleoambientales es también enormemente diversa. Así, por ejemplo, debido a que los ambientes mediterráneos no sufrieron la erosión glaciaria pleistocena, permanece un gran número de superficies geomorfológicas antiguas con suelos policíclicos. En consecuencia también se presentan diversos tipos de cronosecuencias (p. ej. glacis encajados, sistemas de terrazas fluviales bajo antiguas superficies terciarias, terrazas marinas). Esta alta diversidad también es propiciada por la abundancia de subtipos climático.

Adicionalmente a la diversidad especies, la diversidad de biocenosis (β diversidad) en los ambientes mediterráneos también es excepcional (Hobbs *et al.* 1995; Blondel y Aronson 1995), tanto por la diversidad de hábitats (heterogeneidad espacial), como por la milenaria presión antrópica (p. ej. frecuencia de incendios intencionados, agricultura de rozas en áreas de montaña). Según Blondel y Aronson (1995), el mantenimiento de esta alta diversidad en mosaico requiere un régimen de perturbaciones en el espacio y el tiempo, mayoritariamente de origen humano, impredecible a corto pero no a largo plazo. De hecho, algunos autores consideran que estas estructuras paisajísticas se comportan, en sí mismas, como una metacomunidad (Blondel 1986, 1987). Desafortunadamente, como ya hemos mencionado, no se han investigado las posibles interacciones y retroalimentaciones entre las diversidades de distintos recursos (p. ej. los efectos de la edafodiversidad sobre la biodiversidad).

Es necesario precisar que los paisajes de suelos en la Cuenca Mediterránea no deben considerarse como sinónimos de los que se dan bajo climas mediterráneos. Ibáñez *et al.* (1998a) comentan como sobre los centros de placa (p. ej. las Mesetas Centrales españolas, aunque muy deformadas por los procesos tec-

tónicos), los *edafotaxa* suelen ser diferentes de los que surgen en los márgenes comprensivos de la cuenca Mediterránea *s.s.* En el primer caso, cuando no han sufrido la erosión de los hielos cuaternarios, aparecen suelos muy profundos y evolucionados sobre gruesos mantos de alteración. Por el contrario, en el segundo caso dominan los *edafotaxa* más someros y poco evolucionados. Sin embargo, estos últimos paisajes de suelos son también los de mayor edafodiversidad. Por ejemplo, en Australia y ciertos enclaves de la microplaca Ibérica, aparecen paleosuperficies, como las rañas pliocénicas, con suelos muy antiguos (Acrisoles, Alisoles, Plintosoles) que cubren saprolitas de decenas de metros de profundidad. Estas se estructuran verticalmente en horizontes de diferente morfología, según su grado de alteración. Cuando se localizan en piedemontes, los paleopaisajes mencionados suelen ir acompañados de corizas ferruginosas (ferricretas). Se trata de modelados, sedimentos y suelos muy semejantes a los de los trópicos secos con vegetación sabanoide. La antigüedad de estos enclaves sobrepasa la edad actualmente estimada para el origen del clima mediterráneo (Suc 1982, 1984). Son pues paisajes policíclicos que comenzaron sus avatares bajo condiciones subtropicales secas. Por tanto, resulta difícil identificar que suelos son típicos de los climas mediterráneos. ¿Existen *edafotaxa* cuya génesis es representativa de los climas mediterráneos?. La bibliografía está repleta de vaguedades e imprecisiones, al no tenerse en cuenta, la acción conjugada de todos los factores formadores y regiones mediterráneas del mundo simultáneamente (Ibáñez *et al.* 1997). Ibáñez *et al.* (1997) enfatizan sobre los rasgos más relevantes de los paisajes de suelos mediterráneos en el contexto global de la edafosfera. Ibáñez *et al.* (1997) y Dazzi y Monteleone (1998) sugieren que la acción antrópica ha generado una pérdida de edafodiversidad en los ambientes mediterráneos.

En un trabajo reciente Ibáñez (1997) propone utilizar criterios macrofitoclimáticos y tectónicos con vistas a la elaboración de un mapa de edafomas de Europa a escala 1: 10.000.000. El producto producido puede mejorarse si se segregan, adicionalmente, las áreas que sufrieron la erosión glaciocuaternaria de las que no la padecieron. El criterio macrobioclimático recoge la acción simultánea de los factores formadores como clima y vegetación. Por otro lado, la perspectiva

tectónica realiza la misma labor con la litología y fisiografía e introduce el factor tiempo a nivel edafológico, segregando los suelos monocíclicos de los policíclicos. Por tanto, esta metodología incluye la representación de todos los factores formadores de Jenny (1941, 1961, 1980). En la tabla 3 se expone la segmentación de la edafosfera de la Península Ibérica sobre la base de los criterios mencionados.

TABLA 3: Edaforegionalización de España (Ibáñez *et al.* 1997)

VERTIENTES	<i>Cantábrica</i>	<i>Mediterránea</i>	<i>Atlántica</i>	<i>Islas Canarias</i>			
MACROBIOCлимAS	<i>Templado</i>	<i>Mediterráneo</i>	<i>Mediterráneo</i>	<i>Mediterráneo</i>			
SEGMENTOS DE PLACA	<i>Compresivo</i>	<i>Compresivo</i>	<i>Centro de Placa</i>	<i>Tensional</i>			
Superficie cubierta por cada edafotaxa	(%)	(%)	(%)	(%)			
Leptosoles	42.81	Calcisoles	37.66	Cambisoles	26.26	Cambisoles ¹	
Regosoles	25.90	Leptosoles	22.36	Calcisoles	22.14	Calcisoles ¹	42.58
Cambisoles	23.02	Regosoles	11.72	Leptosoles	18.65	Leptosoles ²	
Luvisoles	3.46	Luvisoles	6.63	Luvisoles	10.24	Regosoles ²	42.33
Calcisoles	1.83	Cambisoles	6.56	Regosoles	7.25	Luvisoles	7.78
Podzoles	1.41	Fluvisoles	5.92	Fluvisoles	5.30	Andosoles	5.20
Fluvisoles	0.56	Phaeozems	3.27	Acrisoles	3.35	Solonchaks	1.14
Histosoles	0.53	Gypsisoles	2.81	Vertisoles	2.05	Arenosoles	0.50
Phaeozems	0.48	Solonchaks	2.49	Arenosoles	1.75	Vertisoles	0.47
		Vertisoles	0.33	Planosoles	1.02		
		Acrisoles	0.13	Solonchaks	0.88		
		Andosoles	0.05	Gypsisoles	0.85		
		Planosoles	0.04	Phaeozems	0.21		
		Podzoles	0.03	Podzoles	0.04		
				Kastanozems	0.01		
Riqueza de edafotaxa	9	14	15	9			

(1): Cambisoles y Calcisoles suman el 42.58%; (2): Leptosoles y Regosoles suman el 42.33 %

REFERENCIAS

- Arnett, R.R. y Conacher, A.J. 1973. Drainage basin expansion and the nine unit land-surface model. *Aus. Geograph.*, 12: 237-249.
- Arrhenius, O. 1921. Species and area. *J. Ecol.*, 9: 95-99.
- Arrhenius, O. 1923. On the relation between species and area, a reply. *Ecology*, 4: 90-91.
- Atmar, W. y Patterson, B.D. 1993. The measure of order and disorder in the distri-

- bution of species in fragmented habitats. *Oecologia*, 96: 373-382.
- Atmar, W. y Patterson, B.D. 1995. The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices. AICS Res., Inc., University Park, New Mexico, and The Field Mus., Chicago.
- Auerbach, M. y Shmida, A. 1987. Spatial scale and the determinants of plant species richness. *Tree*, 2, 238-242.
- Begon, M., Harper, J.L. y Townsend, C. R. 1990. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 2nd edn. Blackwell Sci. Publications, Boston, MA.
- Bell, S.S., McCoy, E.D. y Mushinsky, H.R. (Editors) 1991. *Habitat structure; The Physical Arrangement of Objects in Space*. 438 pp, Chapman and Hall, London.
- Blondel, J. 1986. *Biogéographie Évolutive*, Masson, París.
- Blondel, J. 1987. From biogeography to life history theory: a multithematic approach. *J. Biogeogr.*, 14: 405-422.
- Blondel, J. y Aronson, J. 1995. Biodiversity and ecosystems function in the Mediterranean Basin: human and non-human determinants. In (pp. 43-119), G.W. Davis & D.M. Richardson (eds.), *Mediterranean Type Ecosystems. The Function of Biodiversity*. Springer, Berlin, 366 p.
- Blum, W.E.H. y Santelises A.A. 1994. A concept of sustainability and resilience based on soil functions. In: Greenland, D.J. y Szabolcs, I. (eds). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, pp535-542.
- Boswell, M.T. y Patil, G.P. 1971. Chance mechanisms generating the logarithmic series distribution used in the analysis of number of species and individuals. In: G.P. Patil, E.C. Pilelou and W.E. Waters (eds.) (pp. 99-130), *Statistical Ecology* Vol. 3. Penn State Univ. Press.
- Brillouin, L., 1956. *Science and Information Theory*. Academic Press, New York, 320 pp.
- Bullock, J.A. 1971. The investigations of samples containing many species. 1. Sample description. *Biol. J. Linn. Soc.*, 3: 1-21.
- Bulmer, M.G. 1974. On fitting the Poisson Lognormal distribution to species abundance data. *Biometrics*, 30: 101-110.
- Cain, S.A. 1938. The species-area curve. *Amer. Midland Nat.*, 19: 573-581.
- Camargo, J.A., 1999. On the concept of pedodiversity and its measurement. *Letter Geoderma*, 93: 335-338.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11, 265-270.
- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal matchability. *Biometrics*, 43: 783-791.
- Chao, A. y Lee, S.M. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87: 210-217.
- Claridge, M. F. y Wilson, M.R. 1978. British insects and trees: a study in island biogeography or insect/plant coevolution? *American Naturalist*, 112: 451-456.
- Cody, M. 1983. The land birds.. In T.J. Case and M.L. Cody (eds.), (pp. 21-245) *Island Biogeography in the Sea of Cortez*, Berkeley, Univ. Of California.
- Coleman, B.D., 1981. On random placement and species-area relations. *Mathemat. Biosci.*, 54: 191-215.
- Coleman, D.C. y Crossley Jr., D.A. 1996. *Fundamentals of Soil Ecology*. Academic Press, San Diego, 205 pp.
- Coleman, M. D., Mares, M. D., Willig, M. R. y Hsieh, Y.H. 1982. Randomness, area, and species richness. *Ecology* 63: 1121-1133.
- Colwell, R. K. y Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through

- extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*, 345: 101-118.
- Colwell, R.K. y Coddington, J.A. 1995. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation, In: D.L. Hawksworth, 1995. *Biodiversity: Measurement and Stimulation*. Chapman & Hall in association with the Royal Society, London, 140 p.
- Connor, E.F. y McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *Am. Nat.*, 113: 791-833.
- Connor, E.F. y Simberloff, D. 1978. Species number and compositional similarity of the Galapagos flora and avifauna. *Ecol. Monogr.*, 48: 219-248.
- Csuti, B., Polasky, S. Williams, P.H. Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, A.R., Dwnos, B., Hamilton, R., Huso, M. y Shar, K. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation*, 80: 83-97.
- Cutler, A.H. 1991. Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *-Conserv. Biol.*, 5: 496-505.
- Cutler, A.H. 1994. Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. *Landscape Urb. Plan.*, 28:73-82.
- Cutler, A.H. 1998. Nested patterns of species distribution: Processes and Implications. In: M.L. McKinney and J.A. Drake (eds), (pp.212-231), *Biodiversity dynamics*, Columbia Univ. Press, N.Y 528 pp.
- Currie, D.J. y Paquin, V. 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature*, 329: 326-327.
- Dazzi, C. y Monteleone, S. 1998. Consequences of human activities on pedodiversity of soils: a case study in a vineyard area in south-east Sicily. *Proceedings 16th ISSS Congress*, Montpellier, France.
- De Alba, S., Saldaña, A., Ibáñez, J.J., Zinck, A. y Pérez González, A. 1993. Repercusiones de la evolución de los sistemas de incisión fluvial sobre la complejidad de los paisajes geomorfológicos en áreas con superficies de tipo raña. In: Pinilla, A. (ed.), *La Raña en España y Portugal*. Monografía nº 2 del Centro de CC. Medioambientales, CSIC, Madrid.
- De Cola, L. 1985. The lognormal estimates of macroregional city-size distributions, 1950-1970. *Environment and Planning*, 17: 1637-1652.
- Di Castri, F. and Younès, T. 1996. Introduction: biodiversity, the emergence of a new scientific field. Its perspectives and constraints. In: (pp. 1-11), F. di Castri & T. Younès (eds.), *Biodiversity, Science and Development*. Towards a New Partnership. CAB Int., UK, 646 pp.
- Doran, J.W. y Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. y Steward B.A. (eds), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Special Pub., 35. Madison, Wisconsin, pp 3-21
- Durrett, R. y Levin, S. 1996. Spatial models for species-area curves. *J. Theor. Biol.*, 179: 119-127.
- Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.*, 61: 1-10.
- Faith, D.P. 1994. Phylogenetic patterns and the quantification of organismal biodiversity. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B*, 345: 45-58.
- FAO-UNESCO, 1971-1981. *Soil Map of the World*, 1:5,000,000. Vols 1-10. Paris, UNESCO.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. y Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.*, 12: 42-58.
- Frontier, S. 1987. Applications of fractal theory to ecology. In P. Legendre and L. Legendre (eds), 1987 (pp. 335-378),

- Developments in Numerical Ecology. Speinger Verlag, Berlin.
- Gage, I. y Tett, P.B. 1973. The use of log-normal statistics to describe the benthos of Lochs Etive and Crean. *J. Anim. Ecol.*, 42: 373-382.
- Game, M. 1980. Best shape of nature reserves. *Nature*, 287: 630-631.
- García Alvarez, A. 1989. Caracterización Biológica de Suelos Representativos de la Región Central. Una Aproximación al Conocimiento de la Dinámica del Subsistema Edáfico en Ambientes Mediterráneos. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, 221 pp.
- Gaston, K. J. (ed.), 1996a. Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference. Blakwell, 396 pp.
- Gaston, K. J. 1996b. Species richness: measure and measurement. In: K. J. Gaston (ed.) (pp. 77-113) Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference. Blakwell, 396 pp.
- Gaston, K. J. y Williams, P.H. 1996. Spatial Patterns in taxonomic diversity. In: K. J. Gaston (ed.) (pp. 202-229) Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference. Blakwell, 396 pp.
- Gell-Mann, M. 1995. El Quark y el Jaguar. Tusquets, Barcelona, 413.
- Gilbert, F.S. 1980. The equilibrium theory of biogeography: fact or fiction. *J. Biogeography*, 7: 209-235.
- Gleason, H.A. 1922. On the relation of species and area. *Ecology* 3: 158-162.
- Gleason, H.A. 1925. Species and area. *Ecology*, 6: 66-74.
- Gould, S.J. 1979. An allometric interpretation of species-area curves: the meaning of the coefficient. *Amer. Nat.*, 114: 335-343.
- Gray, J.S. 1979. Pollution-induced changes in populations. *Phil. Trans. R. Soc. London Ser. B*, 286: 545-561.
- Gray, J.S. 1981. Detecting pollution-induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. *Mar. Pollut. Bull.*, 12: 173-176.
- Gray, J.S. 1983. Use and misuse of the log-normal plotting method for detection of effects of pollution- a reply to Shaw *et al.* (1983). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 11: 203-204.
- Gray, J.S. y Mirza, F.B. 1979. A possible method for detecting pollution induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 10: 142-146.
- Gray, J.S. y Pearson, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9: 111-119.
- Green, D. M. 1991. Chaos, fractals and non-linear dynamics in evolution and phylogeny. *Tree*, 6: 333-337.
- Hawksworth, D.L. (ed.), 1995. Biodiversity: Measurement and Estimation. Chapman & Hall in association with the Royal Society, London, pp. 65-73.
- Hawksworth, D.L. y Mound, L.A. 1991. Biodiversity databases: the crucial significance of collections. In: Hawksworth, D.L. (ed.), *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB International, Wallingford, pp 17-29
- Heck, K.L., Jr., van Belle, G. y Simberloff, D. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology*, 56: 1459-1461.
- Heltshel, J. y Forrester, N. E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.

- Hobbs, R.J., Richardson, D.M. y Davis, G.W. 1995. Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In (pp. 1-42), G.W. Davis & D.M. Richardson (eds.), *Mediterranean Type Ecosystems. The Function of Biodiversity*. Springer, Berlin, 366 p.
- Hopkins, B., 1955. The species area relations of plant communities *J. Ecol.*, 43: 409-426.
- Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 56: 275-370.
- Huggett, R.J. 1995. *Geocology: An Evolutionary Approach*. Routledge, London, UK, 320 p.
- Hughes, R.G., 1986. Theories and models of species abundance. *American Naturalist*, 128: 879-899.
- Humphries, C.J., Williams, P.H. y Vane-Wright, R.I. 1995. Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 26: 93-111.
- Hurlbert, S.H., 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.
- Huston, M.A., 1994. *Biological Diversity*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 681 pp.
- Hutchinson, G.E. 1953. The concept of pattern in ecology. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 105: 1-12.
- Ibáñez, J.J., 1995. Pedodiversity: pedometrics and ecological research. *Pedometron.*, 4: 2-5.
- Ibáñez, J.J., 1996. A introduction to pedodiversity analysis. *ESSC Newsletter*, 1/1996: 11-17.
- Ibáñez, J.J., Carrera, C., 1999. Diversity and Scaling Laws. International Workshop on Chaotic Dynamics and Fractals in Geosciences. E.T.S.I. Agrónomos, Madrid, (September 14-17), Madrid (dissertation).
- Ibáñez, J.J. y De Alba, S. 1999. On pedodiversity concept and its measurement. A Reply. *Geoderma*, 93: 339-344.
- Ibáñez, J.J. y De Alba. 2000. Pedodiversity and scaling laws: sharing Martín and Rey's opinion on the role of the Shannon Index. as a measure of diversity. *Geoderma*, 98: 5-9.
- Ibáñez, J.J. y García Álvarez, A. 1991. Los suelos y el cambio global. Un enfoque histórico-termodinámico. *Rev. Écol. Biol. Sol*, 28: 349-375.
- Ibáñez, J.J., Carrera, C., Caniego, J., López-Lafuente, A. y San-José, F. 2001a. Pedodiversity and soilscapes area-relationships in Aegean islands. Pedometrics 2001: Application of Pedometrics. 4th Conference of the WG on Pedometrics, IUSS (oral presentation and proceedings, Gent, September, 2001).
- Ibáñez, J.J., De-Alba, S., Bermúdez, F.F. y García-Álvarez, A., 1995a. Pedodiversity concepts and tools. *Catena*, 24: 215-232.
- Ibáñez, J.J., De-Alba, S. y Boixadera, J., 1995b. The pedodiversity concept and its measurement: application to soil information systems. In: D. King, R.J.A. Jones and A.J. Thomasson (Editors), *European Land Information System for Agro-Environmental Monitoring*, JRC, EU, Brussels, pp. 181-195.
- Ibáñez, J.J., De-Alba, S. y García Álvarez, A. 1995d. Aportaciones del caos a las ciencias de la tierra (estructura, evolución y dinámica del modelado terrestre. In: (pp. 43-80), Ibáñez, J.J. & Machado, C. (Editores), *Análisis de la Variabilidad Espacio-Temporal y Procesos Caóticos en Ciencias Medioambientales*, Geoforma-CSIC, 308 p. Logroño.
- Ibáñez, J.J., De-Alba, S., Lobo, A. y Zucarello, V., 1998a. Pedodiversity and global soil patterns at coarser scales (with Discussion). *Geoderma*, 83: 199-201.

- Ibáñez, J.J., Fernández-Seoane, L., and García-Álvarez, A. 2001. Proposal for Scientific Rationality, Quantitative Criteria and Practical Implications in the Design of a Network of Natural and Semi-Natural Soil Reserves (pp. 37-39). 4th International Conference - Pedometrics 2001: Applications of Pedometrics. International Union of Soil Sciences (Gent, September 19-21, 2001).
- Ibáñez, J.J., García-Álvarez, A., González-Rebollar, J.L. & Imeson, A.C. 1995c. Mediterranean soils and Climatic Change: An overview. In: S. Zwerver, R.S.A.R. van Rompaey, M.T.J. Kok & M.M. Berk (eds.) *Climate Change Research: Evaluation and Policy Implications* (pp.751-756). *Studies in Environmental Sciences* n° 56B, Elsevier, Amsterdam.
- Ibáñez, J.J., González-Rebollar, J.L., García Álvarez, A. y Saldaña, A. 1997. Los goecosistemas mediterráneos en el espacio y el tiempo. In: J.J. Ibáñez, B. Valero & C. Machado (Editores) (pp. 27-130), *La Evolución del Paisaje Mediterráneo en el Espacio y el Tiempo. Implicaciones en la desertificación*. Geoforma, Logroño, 478 p.
- Ibáñez, J.J., Jiménez-Ballesta, R. y García-Álvarez, A., 1990. Soil landscapes and drainage basins in Mediterranean mountain areas. *Catena* 17: 573-583.
- Ibáñez, J.J., Jiménez, R. y García-Álvarez, A. 1991. Sistemología y termodinámica en edafogénesis. II. Suelos, estructuras disipativas y teoría de catástrofes. *Rev. Écol. Biol. Sol*, 28: 237-254.
- Ibáñez, J.J., López-Lafuente, A. y Lobo, A. 1996. Cambio climático y acción antrópica en el Mediterráneo. Lecciones del Pasado. In: (pp. 183-204), *Erosión y Recuperación de Tierras en Áreas marginales*. T. Lasanta & J.M. García Ruíz (eds.), Instituto de Estudios Riojanos & Soc. Esp. Geomorf., Logroño.
- Ibáñez, J. J., Montanarella, L. y Boixadera, J. 2001c. The search of a new paradigm in pedology: a driving force for new soil classification approaches. . International Symposium on Soil Classification; FAO, USDA Natural Resources Conservation Service, European Soil Buró, HSSS, HWARD (October 8th-12th, 2001, Budapest-Velence). (en prensa).
- Ibáñez, J.J., Pérez, A., Jiménez-Ballesta, R., Saldaña, A. y Gallardo, J., 1994. Evolution of fluvial dissection landscapes in Mediterranean environments. Quantitative estimates and geomorphological, pedological and phytocenotic repercussions. *Z. Geomorph. N.F.*, 38: 105-119.
- Ibáñez, J.J., Ruíz-Ramos, M., Carrera, C., 1999. Diversity, Power Laws and Fractals in Mental Constructs: Biological and Pedological Taxonomies. International Workshop on Chaotic Dynamics and Fractals in Geosciences. E.T.S.I. Agrónomos, Madrid, (September 14-17), Madrid (dissertation).
- Ibáñez, J.J., Saldaña, A. y De-Alba, S., 1998b. In Discussion of: J.J., Ibáñez, S., De-Alba, A., Lobo, A. V., Zucarrello, Pedodiversity and global soil patterns at coarser scales *Geoderma*, 83: 206-214.
- IUCN, UNEP, WWF. 1980. World Conservation Strategy: living resource conservation for sustainable development. IUCN, Gland, Switzerland.
- James, F. C. y Rathbun, S. 1981. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk*, 98: 785-800.
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation*. McGraw-Hill, N.Y., 281 p.
- Jenny, H. 1961. Derivation of state factor equation of soil and ecosystems. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.*, 25: 385-388.
- Jenny, H. 1980. *The Soil Resource: Origin and Behaviour*, Springer, N.Y.

- Johnson, M.P. y Simberloff, D.S. 1975. Environmental determinants of island species numbers in the British Isles. *J. Biogeography*, 1: 149-154.
- Johnson, M.P. y Raven, P.H. 1973. Species number and endemism: *The Galapagos Archipelago revisited*. *Science*, 179: 893-895.
- Kempton, R.A., 1979. Structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, 35: 307-322.
- Kempton, R. A. y Taylor, L.R. 1974. Log-series and log-normal parameters as diversity determinants for the *Lepiloptera*. *J. Anim. Ecol.*, 43: 381-389.
- Kempton, R. A. y Taylor, L. R. 1976. Models and statistics for species diversity. *Nature*, 262: 818-820.
- Kilburn, P.D. 1963. Exponential values for the species-area relation. *Science*, 141: 1276.
- Kilburn, P.D. 1966. Analysis of the species area relation. *Ecology*, 47: 831-843.
- Kirkpatrick, J.B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Boil. Conserv.*, 25: 127-134.
- Korak, J. 1938. Deux types fondamentaux de distribution statistique. *Bull. De l'Institut International de Statistique*, 30: 295-299.
- Korvin, G., 1992. *Fractal models in Earth Sciences*. Elsevier, The Netherlands, 396 pp.
- Larson, W.E. y Pierce, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. y Steward B.A. (eds), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Special Pub., 35. Madison, Wisconsin, pp 37-51
- Lawton, J.H. y MacGarvin, M. 1986. The organization of herbivore communities. In: J. Kikkawa and D.J. Anderson, *Community Ecology: Pattern and Process* (pp. 163-186). Blackwell, Oxford.
- Leopold, L. B., Wolman, M. G. & Miller, J. P. 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology*. Freeman, San Francisco, CA, 522pp.
- MacArthur, R.H., 1957. On the relative abundance of bird species. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 43: 293-295.
- MacArthur, R.H., 1960. On the relative abundance of species. *American Naturalist*, 94: 25-36.
- MacArthur, R.H. 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist*, 98: 387-397.
- MacArthur, R.H., 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.*, 40: 510-533.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17, 373-387.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, 203 pp.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Croom Helm, London, 179 pp.
- Maldonado, A. 1972. El Delta del Ebro. Estudio Sedimentológico y Estratigráfico. *Bol. Estratigráfico* 1, 486 pp. Barcelona
- Mandelbrot, B.B., 1967. How long is the coast of Britain. Statistical self-similarity and fractional dimensions. *Science*, 156, 636-638.
- Mandelbrot, B.B. 1975. Stochastic models of earth's relief, the shape and fractal dimension of the coastlines, and number-area rule for islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 72: 3825-3828.
- Mandelbrot, B.B. 1977. *Fractals, Fun, Chance, and Dimension*. W.H. Freeman, San Francisco, CA.
- Mandelbrot, B., 1982. *The Fractal Geometry of Nature*, 468 pp. W.H. Freeman.
- Mares, M. A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science*, 255, 976-979.
- Margalef, R., 1972. Homage to E.Hutchinson, or why is there an upper limit to diversi-

- ty?. *Trans. Connect. Acad. Art Sci.*, 44: 211-235.
- Margalef, R. 1996. *Diversidad y Biodiversidad: el Lenguaje y el Diccionario de la Vida*. Conferencia pronunciada en la Residencia de Estudiantes del CSIC (15 de Octubre de 1996).
- Marqués, M. A. 1984. *Les formacions Quaternàries del Delta del Llobregat*, 281 pp; Insti. d'Est. Catalans, Arxius Secció Ciències, 71, Barcelona.
- Martín, M.A. y Rey, J.M. 2000. On the role of Shannon's entropy as a measurement of heterogeneity. *Geoderma*, 98: 1-3.
- May, R.M., 1975. Patterns of species abundance and diversity. In: M.L. Cody and J.M. Diamond (Editors), *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard Univ. Press, Cambridge, MA., pp. 81-120.
- May, R.M. 1981. Patterns in multispecies communities. In: R.M. May (Editor), (pp. 197-227). *Theoretical Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford..
- May, R.M., 1995. Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. In: D.L. Hawksworth (Editor), *Biodiversity. Measurement and estimation*. Chapman and Hall in association with the Royal Society, London, pp. 13-20.
- McBratney, A.B., 1992. On variation, uncertainty and informatics in environmental soil management. *Australian Journal of Soil Research*, 30: 913-935.
- McBratney, A.B., 1995. Pedodiversity. *Pedometron*, 3: 1-3.
- McBratney, A.B., Odeh, I.O.A. Bishop, T.F.A., Dumbbar, M.S. & Shatar, T.M. 2000. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma*, 97: 293-307.
- McGuinness, K.A. 1984. Equations and explanations in the study of species-area curves. *Biol. Rev.*, 59: 423-440.
- McNaughton, S.J. y Wolf, L.L., 1970. Dominance and the niche in ecological systems. *Science*, 169: 131-139.
- Miller, R. J. y Wiegert, R. G. 1989. Documenting completeness, species-area relations, and the species-abundance distribution of a regional flora. *Ecology*, 70: 16-22.
- Minelli, A., 1993. *Biological Systematics. The State of the Art*. Chapman & Hall, London, 387 pp.
- Morin, E. 1994. *Introducción al Pensamiento Complejo*, Gedisa, Barcelona, 167 pp (traducido del original francés, ESF editeur, París, 1990).
- Mosterín, J. 1984. *Conceptos y Teorías en la Ciencia*. Alianza Univ. Madrid, 220 pp.
- Motomura, I. 1932. On the statistical treatment of communities. *Zool. Mag. Tokyo*, 44: 379-383.
- Odeh, I.O.A., 1998. In Discussion of: J.J., Ibáñez, S., De-Alba., A., Lobo, A. V., Zucarello, Pedodiversity and global soil patterns at coarser scales *Geoderma*, 83: 203-205.
- Odum, H.T., Cantfon, J.E. y Kornicker, L.S. 1960. An organizational hierarchy postulate for the interpretation of species-individual distributions, species entropy, ecosystem evolution and the meaning of a species-variety index. *Ecology*, 41: 395-399.
- O'Neill, R. V., 2000. Ecosystems on the landscape: the role of space in ecosystems theory. In: S.E. Jørgensen and F. Müller (Editors), (pp. 447-463), *Handbook of Ecosystems Theories and Management*. Lewis Publishers, NY, 583 pp.
- Palmer, M. W. 1991. Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. *Ecology*, 72: 1512-1513.
- Patil, G. P. y Taillie, C. 1979. An overview of diversity. In: *Ecological Diversity in Theory and Practice* (ed. J. F. Grassle, G. P. Patil, W. Smith & C. Taillie),

- (pp. 3-27). Fairland, MD: International Cooperative Publishing House.
- Paton, T.R., Humphreys, G.S. y Mitchell, P.B. 1996. Soils, A New Global View. UCL Press. London, 213.
- Patterson, B. D. 1990. On the temporal development of nested subsets patterns of species composition. *Oikos*, 59: 330-342.
- Patterson, B.D. y Atmar, W 1986: Nested subsets and the structure of mammalian faunas and archipelagos (pp. 65-82). In: Island Biogeography of Mammals. (eds. Heaney, L.R. & B.D. Patterson). Biol. J. Linn. Soc. 28 (1&2) and Academic Press, London.
- Peet, R.K., 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. System.* , 5: 285-307.
- Phillips, J.D. 1993. Stability implications of the state factor model of soils as a nonlinear dynamical system. *Geoderma*, 58: 1-15.
- Phillips, J. D. 1999. Earth Surface Systems. Blackwell, 180 pp.
- Phillips, J.D. 2001. The relative importance of intrinsic and extrinsic factors in pedodiversity. *Annals of the Association of American Geographers* (in press).
- Pianka, E.R., 1983. *Evolutionary Ecology*. Harper and Row, New York.
- Pressey, R.L., Johnson, I.R. y Wilson, P.D. 1994. Shades of irreplaceability: toward a measure of the contributions of sites to a reservation goal. *Biodiv. Conserv.* , 3: 242-262.
- Preston, F.W., 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology* , 29: 254-283.
- Preston, F.W. 1960. Time and space and the variation of species. *Ecology*, 41, 611-627.
- Preston, F.W. 1962a. The canonical distribution of commonness and rarity. Part I. *Ecology* , 43: 185-215.
- Preston, F.W. 1962b. The canonical distribution of commonness and rarity. Part II. *Ecology* , 43: 410-432.
- Preston, F.W. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley, NY.
- Rafe, R. W., 1983. *Species Area Relationships in Conservation*. Phil thesis, University of York..
- Rivas Martínez, S. 1993. *Global Bioclimatics: Bioclimatic Classification System of the World*. (incluye: Bioclimatic Map of Europe at the Scale 1:10.000.000, Itineraria Geobotánica, 9 (en prensa).
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 436 pp.
- Rosenzweig, M.L., 1998. Preston's Ergodic Conjecture: the accumulation of species in space and time. In: M.L. McKinney & J.A. Drake (eds.), (pp. 311-348). *Biodiversity Dynamics*, Columbia Univ. Press, 528 pp.
- Rosenzweig, M.L., 1999. In: *Species diversity*, In: J. McGlade (ed.), (pp. 249-281) *Advanced Ecological Theory*. Blackwell. 353 pp.
- Routledge, R.D. 1980. The form of species abundance distribution. *J. Theor. Biol.* **82**: 547-558.
- Saldaña, A. 1997. Complexity of Soils and Soilscares Patterns on the Southern slopes of the Ayllón Range, Central Spain: A GIS-Assisted Modelling Approach. ITC Publ. N° 49, Enschede, NL.
- Saldaña, A., Ibáñez, J.J., Stein, A. & Zink, A. 1996. Variabilidad espacial de las propiedades de los suelos en las terrazas del Río Henares. IV Congreso de la Soc. Española de Ciencias del Suelo: La Información de Suelos para el Siglo XXI: Volumen I, 237-242, ETSI Agrónomos, Lleida, Catalunya. SECS-Univ. Lleida.
- Saldaña, A., Ibáñez, J.J., Zinck, A., Pérez-González, A. & de Alba, S. 1993. Repercusiones de la evolución de los sistemas de incisión fluvial sobre la complejidad de los paisajes geomorfológicos en áreas con superficies de tipo raña. In: *Symposium sobre la Raña*, (celebrado

- en octubre de 1992), (p. 81-93), (SECS-CSIC-CAM).
- Saldaña, A., Stein, A. & Zinck, J. A. 1998: Spatial variability of soil properties at different scales within three terraces of the Henares River. *Catena* **28**:139-153.
- Sattler, R., 1986. Biophilosophy. Analytic and Holistic Perspectives. Springer-Verlag, 284 pp.
- Schoener, T.W. 1976. The species area relation within archipelagos: models and evidence from island land birds. Proc. Int. Ornithol. Congress **16**: 629-642.
- Schultz, J. 1995. The Ecozones of the World. Springer-Verlag, Berlin, 449 pp.
- Shafer, C.L. 1990. Nature Reserves: Island Theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press. Washington.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* **23**: 379-423
- Shmida, A. y Wilson, M.V. 1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biogeography* **12**: 1-20.
- Simberloff, D. 1976. Species turnover and equilibrium island biogeography. *Science* **194**: 572-578.
- Smith, E. P. y van Belle, G. 1984. Non parametric estimation of species richness. *Biometrics* **40**: 119-129.
- Soberon, M. J. y Llorente, B. J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7**: 480-488.
- Sojka, R.E. y Upchurch, D.R. 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Society of America Journal* **63**: 1039-1054
- Southwood, T.R.E., 1996. Natural communities: structure and dynamics. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.(B)* **351**: 1113-1129.
- Southwood, R.R.E. y Henderson, P. A. 2000. *Ecological Methods*, Third Edition, Blackwell Science, 2000. 575 pp.
- Stenseth, N.C. 1979. Where have all species gone? On the nature of extinction and the Red Queen Hypothesis. *Oikos* **33**: 196-227.
- Suc, J.P. 1982. Palynostratigraphie et paléoclimatologie du Pliocène et du Pleistocène inférieur en Méditerranée nord-occidentale. *C.R. Acad. Sci. Paris* **292**: 1003-1008.
- Suc, J.P.: 1984. Origin and Evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* **307**: 429-432.
- Sugihara, G., 1981. $S = CA^z \approx 1/4$. A reply to Connor and McCoy. *American Naturalist* **117**: 790-793.
- Sugihara, G. y May, R.M., 1990. Applications of fractals in Ecology. *Tree*, **5**: 79-86.
- Taylor, L.R., 1978. Bates, Williams, Hutchinson -a variety of diversities. In: I.A. Mound and N. Warloff (Eds.), *Diversity of Insect Faunas: 9th Symposium of the Royal Entomological Society*. Blackwell, Oxford., pp. 1-18.
- Tokeshi, M. 1993. Species abundance patterns and community structure. *Advances in Ecological Research* **24**, 112-186.
- Turcotte, D.L., 1992. *Fractals and Chaos in Geology and Geophysics*. Cambridge Univ. Press., Cambridge, 210 pp.
- UNEP, 1992. *Convention on Biological Diversity*. Nairobi, June. UNEP.
- Usher, M.B., 1985. Implications of species-area relationships for wildlife conservation. *J. Environ. Manage.* **21**: 181-191.
- Usher, M.B., 1991. Habitat structure and the design of nature reserves. In: S.S. Bell, E.D. McCoy and H.R. Mushinsky (Editors) (pp. 374-391), *Habitat structure; The Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and Hall, London.
- Van der Ploeg, S.W.F., 1986. Wildlife conservation evaluation in the Netherlands: a controversial issue in a small country. In: M.B. Usher (editor), (pp. 161-180), *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London.

- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. y Williams, P.H. 1991. What to protect?. Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* **55**: 235-254.
- Vane-Wright, R.I. 1996. Identifying priorities for the conservation of diversity: systematic biological criteria within a socio-political framework. In: K. J. Gaston (ed.) (pp. 309-344), *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blakwell, 396 pp.
- Webb, D.J. 1974. The statistics of relative abundance and diversity. *J. Theor. Biol.* **43**: 277-292.
- Whittaker, R.H. 1970. *Communities and Ecosystems*. McMillan, London.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21**: 213-251.
- Whittaker, R.H. (Ed.), 1977. *Ordination and Classification of Plant Communities*. Junk, The Hague, 800 pp.
- Williams, C.B., 1947. The logarithmic series and its application to biological problems. *J. Ecol.* **84**: 253-272.
- Williams, C.B., 1964. *Patterns in the Balance of Nature*, Academic Press, N.Y. 324 pp.
- Williams, P. H. 1996. Measuring biodiversity value. *World Conservation [formerly IUCN Bull.]* **1**:12-14].
- Williams, P.H. 2000. World Map <http://www.nhm.ac.uk/science/projects/worldmap/key.htm>
- Williams, P.H. y Gaston, K. J. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness?. *Biological Conservation* **67**: 211-217.
- Williams, P.H. y Humphries, C.J. 1996. Comparing character diversity among biotas. *Spatial Patterns in taxonomic diversity*. In: K. J. Gaston (ed.) (pp. 54-76), *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blakwell, 396 pp.
- Williams, P.H., Gaston, K.J. y Humphries, C.J. 1994. Do conservationists and molecular biologists value differences between organisms in the same way?. *Biodiversity Letters*. **2**: 67-78.
- Williams, P.H., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C.J. y Pressey, R. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity using British birds. *Conservation Biology*, **10**: 155-174.
- Williams, P.H., Prance, G.T., Humphries, C.J. y Edwards, K. S. 1996. Promise and problems in applying quantitative complementary areas for representing the diversity of some Neotropical plants (families Dichapetalaceae, Lecythidaceae, Caryocaraceae, Chrysobalanaceae and Proteaceae). *Biol. J. Linnean Soc.*, **58**, 125-157.
- Williamson, M. H., 1981. *Island Populations*. Oxford Univ. Press, 286 pp.
- Williamson, M. 1988. Relationships of species number to area, distance and other variables. In: A.A. Myers and P.S. Giller (Editors), (Chaper 4), *Analytical Biogeography*. Chapman and Hall, London.
- Willis, J.C., 1922. *Age and Area*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 259 pp.
- Willis, J.C., and Yule, G.U., 1922. Some statistics of evolution and geographical distribution in plants and animals. and their significance. *Nature* **109**: 177-179.
- Wilson, E.O., 1992. *The Diversity of Life*. The Belnap Press of the Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass. (Spanish translation by Critica, 1994, 410 pp.).
- Wright, D.H. 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* **41**: 496-506.
- Wright, D.H. y J.H. Reeves. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia* **92**: 416-428.
- Wyllie, J.L. y Currie, D.J. 1993. Species-energy theory and patterns of species richness: I. Patterns of bird,

angiosperm, and mammal species richness on islands. *Biological Conservation* **63**: 137-144.

Zipf, G.K. 1949. Human Behaviour and the Principle of Least Effort. 1st edn. Fafner, NY.

Zipf, G.K. 1965. Human Behaviour and the Principle of Least Effort. 1st edn. Fafner, NY.

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 ^{3/4}

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): Uber Cu-haltigen Bleinglanz und Pb-haltigen Covellin von Boarezzo (Varese) und Sulfidparagenese. *Schweiz. Mineral. Petrog. Mitt.* 53, 217-229.

Guinier, A. (1956): Théorie et technique de la radiocristallographie. Dunod (Ed)., Paris, 736 p.

Mc Laren, A.C. (1974): Transmission electron microscopy of the feldspars. En: *The Feldspars*. W.S. MacKenzie and J. Zussman (Ed). Manchester University Press, 379-423.

Spry, P.G. (1978): The geochemistry of garnet-rich lithologies associated with the Broken Hill Orebody, N.S.W., Australia, M.S. thesis, Univ. Adelaide, Adelaide, Australia.

____; Scott, S.D. (1986a): The stability of zincian spinels in sulfide systems and their potential as exploration guides for metamorphosed massive sulfide deposits. *Econ. geol.* 81, 1446-1463.

9. Tablas

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

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

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

10. Figuras

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

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

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

11. Leyendas

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

II. Notas cortas

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

Los artículos para su publicación pueden ser enviados al editor principal, Felipe Macías, Dpto. de Edafología e Química Agrícola, Facultad de Biología, Campus Sur, 15782-Santiago de Compostela.

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

