

## **Evaluación del riesgo de acidificación en suelos de la comarca de Lea-Artibai (Bizkaia)**

J.R.Olarieta\*, M. Domingo\*\*, y S. Virgel\*\*

\*: Dept. de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Rovira Roure, 177. Lleida 25198.

\*\* : Servicio de Investigación y Mejora Agraria. Gobierno Vasco. Berreaga, 1. Derio 48160. Bizkaia.

### Resumen

La acidificación de suelos es un proceso cuya velocidad depende del poder tampón del suelo y de la carga ácida resultante del uso del territorio. En este trabajo se pretende caracterizar el poder tampón de los suelos de la comarca de Lea-Artibai (Bizkaia). Se analizan 124 muestras de horizontes de diferentes tipos de suelos. El riesgo de acidificación se evalúa en base al pH en agua, porcentaje de saturación de bases, y suma de bases intercambiables. Los resultados muestran que existe en la comarca un extenso grupo de suelos con un elevado riesgo de acidificación. El historial de uso del suelo, y en menor medida el material original, explican en gran parte la variabilidad en el riesgo de acidificación. Exportaciones netas continuadas del sistema suelo-planta originan un mayor riesgo de acidificación, que disminuye en la medida en que se equilibran exportaciones y entradas.

### Introducción

La acidificación, como disminución de la capacidad de neutralización de ácido, es un proceso que puede conducir a la degradación de suelos. Los mecanismos que llevan a esta disminución pueden tener un origen natural o pueden ser inducidos por la actividad humana. La importancia relativa de unos y otros depende del ecosistema concreto (de Vries y Breeuwsma, 1986), y varía temporalmente para cada ecosistema (Johnston *et al.*, 1986). Factores como el tipo de suelo, la deposición atmosférica, y la vegetación y su gestión son básicos en el control del proceso de acidificación de suelos (Johnston *et al.*, 1986; Bredemeier *et al.*, 1990; Olarieta *et al.*, 1995).

Diversos trabajos han estudiado la relación del poder tampón del suelo con propiedades de análisis rutinario. Warfvinge *et al.* (1993) sugieren que debe distinguirse entre el poder tampón a largo plazo, representado por la meteorización de los minerales del suelo, y el poder a corto plazo, originado por los procesos de intercambio catiónico. Várallyay *et al.* (1989) encontraron que el contenido en carbonato cálcico y materia orgánica, el pH, la textura, la acidez hidrolítica, y el aluminio intercambiable controlaban el poder tampón de diferentes suelos de Hungría. Levine y Ciolkosz (1988) relacionan la sensibilidad a la acidificación de los suelos de Pennsylvania con la suma de bases intercambiables, el porcentaje de saturación de bases y el pH en agua. Paterson *et al.* (1989) han desarrollado así un

esquema de clasificación del riesgo de acidificación de los suelos de Escocia basado en el pH en agua, saturación de bases, y suma de bases intercambiables

En este trabajo se analiza el riesgo de acidificación de los suelos de la comarca de Lea-Artibai (Bizkaia) a corto plazo en base a su pH en agua, porcentaje de saturación de bases, y suma de bases intercambiables, ya que estas variables pueden englobar, en general, a las demás, y son de análisis relativamente rutinario. Los suelos con horizontes calcáreos no se han incluido por su escasa representatividad espacial y muy bajo riesgo de acidificación (Várallyay *et al.*, 1989). Con este trabajo se pretende realizar una primera clasificación de los horizontes, previa a la evaluación experimental del poder tampón.

### Material y métodos

Se analizaron 124 muestras de horizontes de diferentes suelos de la comarca de Lea-Artibai (Bizkaia). El muestreo se realizó al azar, procurando abarcar la diversidad de usos y materiales originales, si bien con una intensidad de muestreo relativamente mayor en cultivos y praderas.

El pH se determinó en suspensión suelo:agua 1:2'5; las bases intercambiables por extracción con acetato amónico 1N a pH=7 y determinación en absorción atómica de calcio, magnesio, sodio y potasio; y el porcentaje de saturación de bases se calculó como la relación entre la suma de bases y la capacidad de intercambio catiónico determinada por desplazamiento de cationes con acetato sódico y determinación del sodio por absorción atómica. Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete SAS (SAS Institute, 1988). En los análisis multivariantes las variables se estandarizaron a mediana 1 y varianza 0.

### Resultados y discusión

Los suelos estudiados son muy diversos, clasificándose en diversos órdenes (espodosoles, andisoles, ultisoles, mollisoles, alfisoles, inceptisoles, y entisoles), con regímenes de humedad y temperatura údico y mésico respectivamente (Soil Survey Staff, 1994).

El análisis de agrupamiento origina cuatro grupos que explican el 80% de la varianza. El rango de las tres variables básicas para cada agrupamiento se presenta en la Tabla 1.

Se ha sugerido que en el rango de pH 4'5-6'5 los suelos tienen un bajo poder tampón (Haynes, 1983; Magdoff y Bartlett, 1985). En esta situación se encuentran gran parte de los horizontes estudiados (grupos 7 y 6).

En el análisis de componentes principales, el primer componente explica el 86% de la varianza. Las coordenadas del conjunto total de muestras en este primer componente están muy correlacionadas con las tres variables básicas, pero especialmente con el pH (Tabla 2). Sin embargo, si consideramos únicamente las coordenadas de las muestras con un mayor riesgo de acidificación (G6 y G7), los coeficientes de correlación con las tres variables aumentan, pero en este caso el

porcentaje de saturación de bases y la suma de bases superan al pH en sensibilidad para detectar procesos de acidificación. Este hecho podría explicar los resultados obtenidos por Carran y Theobald (1995), que no encontraron diferencias en el pH de dos suelos con diferentes poderes tampón.

Tabla 1.- Rangos (media, mínimo, y máximo) de pH, porcentaje de saturación de bases, y suma de bases intercambiables, para los cuatro grupos resultantes del análisis de agrupamiento.

	G7(n=34)			G6(n=57)			G4(n=31)			G37(n=2)		
	Media	Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.
pH	4.6(0.4)	3.8	5.2	6.2(0.6)	4.9	7.4	7.8(0.4)	7.0	8.4	7.2(0.0)	7.2	7.3
Sat.	11.4(11.3)	1.2	42	60.5(13.2)	29.0	84.0	92.2(9.9)	72.0	100	96.0(5.7)	92.0	100
Sum.	2.5(2.5)	0.3	10.2	12.6(4.2)	4.5	24.8	16.8(5.1)	7.6	27.8	35.7(2.3)	34.1	37.3

( ): desviación estándar. Sat.: porcentaje de saturación de bases. Sum: suma de bases intercambiables (meq/100 g).

Tabla 2.- Coeficientes de correlación de Pearson entre el pH, saturación de bases, suma de bases, y coordenadas en el primer eje del análisis de componentes principales para el conjunto total de muestras y para las muestras de los grupos 6 y 7.

	Todas las muestras			Muestras de G6 y G7		
	pH	Sat.	Sum.	pH	Sat.	Sum.
Sat.	0.93			0.86		
Sum.	0.97	0.91		0.76	0.87	
Prin 1	0.89	0.71	0.81	0.91	0.97	0.92

Sat.: porcentaje de saturación de bases. Sum.: suma de bases intercambiables. Prin1: coordenadas de las muestras en el primer eje del análisis de componentes principales.

Las coordenadas en el primer eje del análisis de componentes principales se pueden explicar con una alta significación ( $p < 0.001$ ) en base a los efectos, altamente significativos también, del material original y del uso actual del suelo. Este último tiene un efecto (suma parcial de cuadrados igual a 79) relativamente mayor que aquél (suma parcial de cuadrados igual a 35) La profundidad a la que se encuentra el horizonte no produce efectos significativos ( $p > 0.1$ ), si bien se observa una cierta tendencia a un mayor riesgo de acidificación al aumentar la profundidad.

La separación por el test de Duncan de los materiales originales produce tres grandes grupos (Tabla 3). Con un mayor poder tampón encontramos materiales aluviales, calizas, margas de Itziar, y coluviones de estos dos; en un grupo intermedio podemos englobar ofitas y sus coluviones, y lutitas; y en el grupo más sensible a la acidificación estarían rocas volcánicas, margocalizas, conglomerados y areniscas.

El test de Duncan para el uso actual del suelo separa claramente dos grupos: por un lado los cultivos y praderas, con mayor poder tampón, y por otro pinares, hayedos, eucaliptales y helechales (Tabla 4). Estos resultados coinciden en general con los obtenidos por Thompson y Loveland (1985) en País de Gales, y reflejan la necesidad de la minimización de las exportaciones netas de los sistemas con el fin de disminuir la carga ácida sobre el suelo (Helyar, 1991).

Tabla 3.- Test de Duncan para las coordenadas medias de los materiales originales en el eje 1 del análisis de componentes principales.

Grupo Duncan		Coord. eje 1	nº muestras	Material orig.
	A	1.64	6	coluvial
B	A	0.94	37	aluvial
B	A	0.69	6	calizas
B	A	0.63	5	margas Itziar
B	C	-0.14	2	coluv. ofitas
B	C	-0.32	38	lutitas
	C	-0.82	5	ofitas
D	C	-1.05	13	rocas volcán.
D	C	-1.19	6	margocalizas
D		-2.35	2	conglomerados
D		-2.44	4	areniscas

Materiales con la misma letra no son significativamente distintos al nivel del 0.95.

Hay una cierta correlación entre uso y material original, ya que la mayor parte de las muestras sobre materiales aluviales, coluviales, y margas de Itziar son cultivos y praderas. También los resultados referentes a conglomerados y areniscas, y a hayedos, eucaliptales y helechales, deben tomarse con precaución por el escaso número de muestras, y porque están correlacionados en parte (la muestra de hayedo es sobre conglomerados, y las de eucaliptal y helechal sobre areniscas).

Tabla 4.- Test de Duncan para las coordenadas medias de los usos actuales en el eje 1 del análisis de componentes principales.

Grupo Duncan	Coord. eje 1	nº muestras	uso actual
A	1.71	20	cultivo
A	0.50	58	pradera
B	-1.26	41	pinar
B	-1.90	1	hayedo
B	-2.24	2	eucaliptal
B	-2.63	2	helechal

Sin embargo, tan importante como el efecto del uso actual parece ser el de los usos anteriores de cada suelo. Así, las praderas que quedan incluidas en el grupo 7 del análisis de agrupamiento o bien reciben muy poco abonado, o bien eran hasta hace pocos años pinares. En el otro extremo, los actuales pinares con un menor riesgo de acidificación, según el análisis de componentes principales, son de primer turno y anteriormente eran usados como huertas. Por tanto, el menor poder tampón actual de muchos suelos no puede explicarse únicamente con el uso actual. Los usos tradicionales originaban una gran polarización en la fertilidad del suelo, y fueron

precisamente las zonas utilizadas como exportadoras de nutrientes las que posteriormente han soportado en gran proporción las plantaciones de pinares (Douglass, 1977).

Por otro lado, si tenemos en cuenta que el muestreo fue relativamente más intenso en praderas y cultivos que en otros usos, favoreciendo así la aparición de suelos bien tamponados, podemos sugerir que la proporción real de los suelos con un bajo poder tampón es mayor incluso de lo que sugiere la Tabla 1.

### Conclusiones

Un elevado porcentaje de los suelos de la comarca de Lea-Artibai presenta un bajo poder tampón a corto plazo, definido en base al pH, porcentaje de saturación de bases y suma de bases intercambiables. Este bajo poder tampón es resultado principalmente de los usos históricos y actuales, y también de las características del material original. Los usos con una fuerte exportación neta del sistema suelo-planta (plantaciones forestales, matorrales) originan un mayor riesgo de acidificación, que disminuye en la medida en que esta exportación disminuye o se convierte en importación neta (praderas, cultivos). Los materiales originales sobre los que aparecen mayores riesgos de acidificación son areniscas, conglomerados, margocalizas, y rocas volcánicas, mientras que sobre materiales aluviales, margas de Itziar, calizas, y los coluviones de éstos dos tal riesgo es menor.

### Referencias

- Bredemeier, M., Matzner, E., y Ulrich, B., 1990. Internal and external proton load to forest soils in Northern Germany. *Journal of Environmental Quality*, 19: 469-477.
- Carran, R.A., y Theobald, P.W., 1995. Nitrogen cycle processes and acidification of soils in grazed pastures receiving or not receiving excreta for 23 years. *Australian Journal of Soil Research*, 33: 525-534.
- Douglass, W.A. 1977. *Echalar y Murélagu: oportunidad y éxodo rural en dos aldeas vascas*. 2 vols. Auñamendi, Donostia.
- Haynes, R.J., 1983. Soil acidification induced by leguminous crops. *Grass and Forage Science*, 38: 1-11.
- Helyar, K.R., 1991. The management of acid soils, pp.365-382 en R.J. Wright *et al.* (ed.) *Plant-Soil Interactions at Low pH*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Johnston, A.E., Goulding, K.W.T., y Poulton, P.R., 1986. Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamstead. *Soil Use and Management*, 2(1): 3-10.
- Levine, E.R., y Ciolkosz, E.J., 1988. Computer simulation of soil sensitivity to acid rain. *Soil Science Society of America Journal*, 52: 209-215.
- Magdoff, F.R., y Bartlett, R.J., 1985. Soil pH buffering revisited. *Soil Science Society of America Journal*, 49: 145-148.
- Olarieta, J.R., Besga, G., Pinto, M., Rodríguez, M., y Domingo, M., 1995. Sediment enrichment ratios after mechanical site preparation for *Pinus radiata* plantation in

- the Basque Country. Preliminary results. Comunicación a la *Reunión de la Sociedad Europea para la Conservación del Suelo*, Tenerife.
- Paterson, E., Berrow, M.L., y Wilson, M.J., 1989. Soil protection, pp.15-23 en *Annual Report 1988-89*. The Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen.
- SAS Institute Inc., 1988. *SAS/STAT User's Guide, Release 6.03 Edition*. SAS Institute Inc., Cary.
- Soil Survey Staff, 1994. *Keys to Soil Taxonomy, Sixth Edition*. Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture, Washington.
- Thompson, T.R.E., y Loveland, P.J., 1985. The acidity of Welsh soils. *Soil Use and Management*, 1(1): 21-24.
- Várallyay, G., Rédly, M., y Murányi, A., 1989. Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary, pp.79-94 en I. Szabolcs (ed.) *Ecological Impact of Acidification*. The Hungarian Academy of Sciences, Budapest.
- de Vries, W., y Breeuwsma, A., 1986. Relative importance of natural and anthropogenic proton sources in soils in The Netherlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 28: 173-184.
- Warfvinge, P., Falkengren-Grerup, U., y Sverdrup, H., 1993. Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environmental Pollution*, 80: 209-221.