ITEA (2004), Vol. **100V N.° 1,** 51-70

APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS ÁCIDOS. DISPONIBILIDAD Y ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS

M.J. Lema, P. Rodríguez, S. González

Estación Fitopatólogica do Areeiro. Servicio Agrario, Excma Diputación de Pontevedra, Subida a Robleda, 36153 Pontevedra, España

RESUMEN

El reciclado de lodos presenta dificultades adicionales en los suelos ácidos debido al aumento en estas condiciones de la disponibilidad de los metales pesados. Se planteó un ensayo para observar los efectos de la adición de diferentes dosis de lodo (5 a 100 t ha^{-1}) en las propiedades de los suelos, los metales totales y extraíbles y la absorción por un cultivo testigo. La acidez potencial se acentúa con aportes superiores a 50 t ha^{-1}, aumentando en más de un 5% la saturación del complejo de cambio por aluminio. No se observa respuesta directa en los metales pesados totales. Por el contrario, níquel y zinc extraíbles con DTPA aumentan progresivamente con la dosis; no así el cobre, siempre elevado. Fósforo, cobre, níquel y zinc en tejido vegetativo se relacionan globalmente con los niveles en cada suelo y aumentan con la dosis significativamente a partir de 50 t ha^{-1}. Como parámetro indirecto que nos permita controlar el incremento del aluminio en el complejo de cambio, que tiene lugar en un plazo breve y se acentúa con dosis elevadas de lodo, es más sensible el valor de pH en KCl que el de pH en H_2O. Además, los efectos de la incorporación de lodo en los niveles de Cu, Zn y Ni en el suelo no se detectan en el análisis de los metales totales sino en la fracción extraíble. Finalmente, el control de los mismos en un cultivo indicador nos dará una medida de la potencial entrada en la cadena trófica, asegurando al máximo la protección ambiental.

Palabras clave: Efectos inmediatos, acidificación del suelo, metales pesados totales y extraíbles, composición de cebada.

SUMMARY

BIOAVAILABILITY AND BIOACCUMULATION OF SOME HEAVY METALS IN RESPONSE TO APPLICATION OF SEWADGE SLUDGE

The use of agricultural soils to recycle sewage sludge (SS) is especially limited on acid soils like those existing in the northwest of Spain. An experimental design was laid out in order to quantify the effects of several rates of SS on soil chemical properties, total and exchangeable heavy metals and absorption by an indicator plant in two representative soils. Soil acidity increased with applications above 50 Mg ha^{-1} SS as detected on soil pH KCl and on the saturation of exchangeable complex by aluminum. No direct response to SS was observed on the total metals whereas DTPA extractable nickel and zinc increased progressively with the increasing doses, and copper was above average. Phosphorus, copper, nickel and zinc contents in vegetative tissue were related to soil levels and to the rates of SS supplied, increasing significatively for doses higher than 50 Mg ha^{-1}. It is advisable to check soil acidification; extractable copper, zinc and

nickel as this reflects actual bioavailability; and ensure whether bioaccumulation takes place by the analysis of an indicator plant.

Key words: Soil acidification, short term effects, total and extractable heavy metals, barley composition.

Introducción

En la sociedad actual el reciclado de los residuos generados es una exigencia y una necesidad. Los lodos de depuradora urbana –producidos en cantidades crecientes– encuentran un cauce adecuado de reutilización en su uso agronómico, según todos los sectores implicados en su gestión. La valorización en los suelos agrícolas resulta la más económica y menos perjudicial para el medio ambiente, tal como se recoge en el Plan Nacional de Lodos de Depuradora Urbana 2000-2006 (BOE, 2001); llegándose a presuponer a este residuo doméstico ciertas cualidades que lo reconvierten incluso en un recurso natural.

Dentro de la diversidad de lodos de depuradora existentes, dependiendo de la procedencia así como de los tratamientos del producto en origen, es opinión común que pueden ser una buena fuente de materia orgánica –cada vez más escasa en los suelos agrícolas– y un potente suministrador de nitrógeno y fósforo –dos nutrientes cuyo necesario aporte a través de fertilizantes minerales resulta ambientalmente costoso–. Pero, en la parte negativa, estos lodos pueden contener metales pesados en cantidades perjudiciales para el suelo por su ecotoxicidad y/o bioacumulación, agravada por su larga persistencia en el medio edáfico.

Básicamente por esta última razón, la Comunidad Europea propuso a los países miembros –a través de la Directiva 86/278/EEC– el dictado de normas que establecieran los límites máximos de siete metales permisibles en los lodos y en los suelos potencialmente receptores; umbrales fijados para España por el R.D. 1310/1990 (BOE, 1990). Desde entonces, la problemática ha crecido exponencialmente y desde diversas perspectivas técnicas y evidencias científicas se insta a la revisión de esta materia con la finalidad de asegurar riesgos potenciales de contaminación cero, reforzando aún más los umbrales para los metales pesados, priorizando la protección del valor agronómico del suelo y la calidad de la tierra, un concepto mucho más amplio que recoge aspectos físico-químicos y biológicos.

Dado que la biodisponibilidad de los metales pesados –el paso desde formas estables a fracciones más lábiles que pueden posteriormente ser absorbidas por los cultivos y pasar a la cadena trófica– se acentúa en los medios ácidos, la posibilidad de utilización de suelos o la carga máxima de lodos admisibles se reduce considerablemente únicamente por razón de un valor de pH inferior a 7,0. En la actualidad se estudia reducir aún más los umbrales para seis metales (Cd, Cu, Cr, Hg, Ni y Zn) en los suelos con valores de pH comprendidos entre 5,0 y 6,0, atendiendo al Documento de Trabajo en Lodos de la CE (EC. E3-2000). Son varios los autores nacionales que consideran a los suelos con valores de pH comprendidos entre 5,0 y 6,5, Capacidad de Intercambio Catiónico de 5 a 15 cmol (+) kg^{-1} o niveles de fósforo disponible entre 40 y 80 mg kg^{-1}, como suelos con restricciones moderadas para este uso (Danes y Boixadera, 2001).

Los suelos de Galicia destinados al cultivo forrajero, potencialmente más idóneos para la recepción de lodos, se caracterizan precisamente por las condiciones antes citadas, además de presentar niveles de materia orgánica en torno al 10%. Si añadimos a ello que la UE estima que la mayor justificación de esta vía de reciclado está en incrementar la materia orgánica de los suelos agrícolas con menos del 3%, innecesaria en otros casos (EC. EN-2000), y que por naturaleza muchos suelos ácidos de Galicia contienen niveles elevados de cobre y zinc total entre otros metales pesados, se producirán serias restricciones normativas para reciclar las 90.000 toneladas de lodo en materia seca que se prevé se generarán en la Comunidad Autónoma en 2006.

Sin embargo, la cuestión de los estrictos límites normativos se relativiza en la visión de los expertos. Así, con el valor de pH se toman las precauciones máximas en la protección del suelo, si no se dispone de otros análisis más significativos u otras evidencias acerca del comportamiento real (LOVELAND, 2001). No en vano, se trata de un reflejo indirecto de otras propiedades que también intervienen en la dinámica de los metales en los suelos alumínicos: contenido y actividad de la fracción orgánica, presencia de oxihidróxidos de hierro y aluminio, etc. Por otra parte, se admite para casos concretos la utilización de suelos con niveles excesivos de algún metal si se controla adecuada y periódicamente su biodisponibilidad. Además se sugiere que sean identificados los problemas específicos de sitio a escala local para elaborar códigos regionales de gestión de residuos que complementarían los umbrales generales (EC. EN-2001).

En términos generales, se sostiene que el Cd, Cu, Ni y Zn presentan mayor movilidad y poder fitotóxico que el cromo y el plomo, afirmándose que tanto la transferencia del cadmio y del zinc desde la fracción total a la extraíble del suelo como la absorción por los cultivos desde la fracción disuelta, supera en diez veces a la del cobre y níquel, si bien la bioacumulación varía en función de la especie, edad y órgano de la planta (FELIPO, 2001). No obstante, profundizando en la casuística, la biodisponibilidad resultante de la aplicación de lodos –estimada como metal desplazado con DTPA– del zinc y cobre aumenta en muchos casos pero no siempre la del níquel y cadmio (ALCAÑIZ, 2001; MARTÍNEZ *et al.*, 2003; KORBOULEWSKY *et al.*, 2002). Tampoco se detecta siempre una absorción significativa por los cultivos de cobre, níquel y zinc (COGGER *et al.*, 2001; GASKIN *et al.*, 2003). Precisamente, el estudio de los flujos reales de los metales pesados en distintas condiciones agroambientales conduce a diferentes autores a obtener resultados diversos.

Así, ante la problemática específica de los suelos alumínicos, mayoritarios en Galicia, para su uso como receptores de lodos de depuradora urbana, nos planteamos una exploración de la respuesta inmediata. Aplicando diferentes dosis de un lodo en dos suelos ácidos cultivados parcialmente corregidos. Se estudian las variaciones inducidas en las propiedades de los suelos, en los niveles totales y las fracciones extraíbles o biodisponibles de metales pesados, así como la absorción o bioacumulación por la planta de cebada, con el objetivo de ir acotando los problemas existentes para plantear las medidas de control y gestión adecuada de los mismos.

Material y métodos

Caracterización general del suelo y lodo

El ensayo se efectuó en macetas e incluyó diez tratamientos con dosis variables de lodo de depuradora urbana y fertilizante mineral aplicados a dos suelos diferentes, y utilizando como testigo la cebada (*Hordeum vulgare*).

Los dos suelos son alumínicos derivados de granito, de textura franco arenosa, con niveles generales de materia orgánica comprendidos entre 4 y 5%, estructura migajosa y una densidad aparente de 1,03 g cc^{-1}; pero han estado sometidos a manejos diferentes. Así, el suelo A había sido destinado a una plantación frutal, dedicándose en los últimos dos años a la producción de patata, para lo cual ha sido intensamente abonado y ligeramente encalado. El suelo B había recibido ligeros encalados y abonados esporádicos en los últimos dos años, pero previamente se encontraba en barbecho.

El lodo deshidratado y tratado únicamente con polielectrolito, procede de una estación depuradora de aguas residuales que cuenta con selector anaerobio y decantador secundario. Esta EDAR está situada en Carballo (A Coruña), con una población equivalente de 16.000 habitantes.

Los análisis del lodo se realizaron por triplicado en submuestra seca y finamente molida (cuadro 1). Se midió el valor de pH y C.E. en una relación 1:5. Se determinó el N por el método Kjeldhal y el C total por el método de Walkley Black. Tras una mineralización seca a 480 °C durante 4 horas se detectan P por colorimetría y Ca y K por absorción atómica. Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn se detectan en un espectrofotómetro de absorción atómica Varian 220FS después de la digestión de 0,15 g m.s. de lodo con 12 ml de agua regia (relación 1:80) en un microondas Ethos D de media presión, alcanzándose 175 °C en menos de 5 minutos y manteniéndose la temperatura a 180 °C durante 10 minutos (USEPA, 1994).

Diseño experimental

Se practicaron 10 tratamientos por triplicado: siete con lodos (T1-T7), dos con fertilizante (T8-T9) y un blanco (T0). Se emplearon Nitrofoska Azul Especial 12-12-17+ 2 MgO y fertilizante 4-12-8 para aportar 120 Kg ha^{-1} de N. Las cantidades de lodo utiliza-

Cuadro 1. Valores de los parámetros analizados en el lodo de depuradora y estimación de las cantidades máximas que se podrían incorporar al suelo atendiendo a la normativa actual y a la propuesta a medio plazo para la UE

Table 1. Average elemental composition of the sewage sludge and quantities that could be added to soils attending to present and future legal regulations

	Análisis generales	Metales totales mg kg^{-1} m.s.	Cantidades máximas anuales (t ha^{-1} m.s.) *
Materia seca (%)	18,69	Cd: 1,50	100//10
pH	6,47	Cr: 143	21//17
C.E. (dS m^{-1})	3,18	Cu: 318	38//8
M.O. total (%)	52,94	Pb: 180	83//8
N total (%)	4,68	Ni: 107	28//6
Relación C/N	6,5	Zn: 692	43//9
Fósforo total (%)	3,68		
Potasio total (%)	0,02		
Calcio total (%)	3,43		

(*) Calculadas a partir de la composición del lodo. Permitidas bajo la Directiva 86/278/CE y R.D. 1310/1990// Propuestas por la European Commission. DG ENV. E3-2000. Waste management. WD on Sludge.

das variaron entre un mínimo de 5 y un máximo de 100 t ha^{-1} para los dos suelos A y B. En cada caso, se mezclaron vigorosamente 5 kg de suelo con las correspondientes cantidades de lodo o fertilizante mineral, recogidas en el cuadro 2, introduciéndose en macetas de polietileno de 5 L y 17 cm de altura a los tres días de efectuada la mezcla. Se procedió a sembrar cebada el 2 de julio de 2003, permaneciendo sometida a 2-3 riegos semanales a lo largo de un mes; durante el cual las temperaturas mínimas, medias y máximas diarias superaron 12, 17 y 22 °C, respectivamente.

Las cantidades de lodo empleadas responden al objetivo de explorar un amplio rango de dosis. Los tratamientos T3 y T4 (correspondientes a 20 y 50 t ha^{-1}) suministrarían cantidades de fósforo equivalentes a los dos tratamientos con fertilizante mineral (T8 y T9). Los tratamientos T5, T6 y T7 parecen excesivos desde el punto de vista agronómico pero son aplicados, dado que así lo permite la normativa, cuando prevalece el interés en valorizar lodos sobre los efectos en el correspondiente cultivo.

Muestreos y análisis químicos de suelo y planta

Para la caracterización química general del suelo se obtiene una muestra de cada tratamiento (compuesta de las tres réplicas) a los 3 y 31 días desde la mezcla con lodo (a partir de ahora d.d.m.). Se determinan la acidez actual (pH H_2O) y la acidez potencial (pH KCl 0,1 M) en una relación suelo: disolución de 1:2,5. Se analiza el contenido de materia orgánica por calcinación, el contenido de fósforo disponible por el método de Olsen, los cationes de cambio desplazados con $ClNH_4^+$ 1M y el aluminio extraído con KCl 1M, así como la capacidad efectiva de intercambio catiónico (CiCe) al pH del suelo.

Cuadro 2. Identificación de los tratamientos y suministro potencial estimado de Nitrógeno y Fósforo

Table 2. Different treatments tested and estimated availability of nitrogen and phosphorus

Identificación del tratamiento		Dosis Lodo/Fertilizante*		Unidades fertilizantes (t ha^{-1}) Nitrógeno		Fósforo	
Suelo A	*Suelo B*	mg kg^{-1}	t ha^{-1}(1)	Total	Disponible(2)	P_2O_5	P
SA T0	*SB T0*	0,0	0	-	-	-	-
SA T1	*SB T1*	2,4	5	44	33	33	14
SA T2	*SB T2*	4,9	10	88	66	65	28
SA T3	*SB T3*	9,8	20	176	132	130	56
SA T4	*SB T4*	24,5	50	470	330	330	142
SA T5	*SB T5*	34,3	70	616	462	464	200
SA T6	*SB T6*	39,2	80	702	528	534	230
SA T7	*SB T7*	49,0	100	880	660	659	284
SA T8	*SB T8*	2,5*	1*	-	120	120	52
SA T9	*SB T9*	7,5*	3*	-	120	360	154

(1) Estimada a partir de un índice de conversión de 2; por convención en la interpretación de análisis de suelos y la densidad aparente de nuestros suelos.

(2) Suponiendo un índice de disponibilidad del 75% propio de abonos orgánicos con baja relación C/N.

(*) Fertilizantes 12-12-17 y 4-12-8 en T8 y T9, respectivamente.

Se determina, además, para cada tratamiento y en cada suelo la concentración de metales totales en una muestra compuesta de las tres réplicas a los 3 d.d.m. (t0) y en cada una de las réplicas separadamente a los 31 d.d.m. (t1). Se procede a la digestión total de los suelos con agua regia en Microondas Ethos D de media presión: se añaden a 0.5 g de suelo 3 ml de HNO_3 y 9 ml de ClH (relación suelo: agua regia de 1:24) y se efectúa la digestión en seis pasos, alcanzándose en el quinto la temperatura de 175 °C y manteniéndose a 180 °C durante 10 minutos en el sexto paso. En las mismas muestras, veinte correspondientes a 3 d.d.m. y sesenta a 31 d.d.m, se determinan los metales extraíbles con DTPA siguiendo el protocolo de LIANG y KARAMANOS (1993). En ambos casos cobre, cromo, níquel, plomo y zinc se miden en un espectrofotómetro de absorción atómica Varian 220 FS.

La cebada se recoge un mes después de la emergencia, en fase de inicio del encañado, se pesa la materia verde y se procede a secar a 70 °C hasta peso constante para determinar, tras una mineralización seca (CHAPMANN y PRATT, 1981) y posterior disolución de las cenizas en ClH 1M, la concentración de fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, hierro, manganeso, cobre, níquel y zinc.

Para el análisis estadístico de los resultados se aplican los correspondientes análisis de varianza con el programa SAS, utilizando el test de Duncan para distinguir valores medios con un nivel de significación $p < 0.05$.

Resultados

Propiedades generales de los suelos

El efecto inmediato de la incorporación de diferentes dosis de lodos ha sido de elevar el pH en H_2O, es decir, reducir la acidez actual, siendo la respuesta más consistente en el suelo A que en el suelo B, donde algunos tratamientos dan lugar a un descenso de pH en H_2O (cuadro 3). Por su parte, con los aportes de fertilizantes minerales el citado pH se reduce en ambos suelos obteniéndose un valor de 5,0 con el tratamiento T9. Un mes después de la mezcla el pH en H_2O se mantiene o aumenta ligeramente hasta las dosis de 50 t ha^{-1} (T4) mientras que se reduce con aportes superiores de lodo, en el suelo A. En el suelo B aumenta el pH con respecto al resultante en el momento de la mezcla con todos los tratamientos salvo el T7.

La acidez potencial también se ha reducido inmediatamente después de la mezcla en los tratamientos con lodo, aumentando el pH en KCl en 0,1 ó 0,2 unidades respecto a los controles (T0), siendo el efecto menos consistente con los aportes de fertilizantes minerales (T8 y T9). Sin embargo, a los 31 d.d.m. se detecta que la misma ha aumentado a partir de dosis equivalentes a 50 y 20 t ha^{-1} (T4 y T3) en los suelos A y B, respectivamente, un efecto que también se produce en los tratamientos con fertilizantes minerales.

En el complejo de cambio se han producido, además, cambios cualitativos en este período. Así, descienden, en general, los niveles de calcio, magnesio y potasio de cambio pero aumenta la participación del aluminio, que pasa de suponer un 5-6% en el momento de la mezcla a sobrepasar el 10% del total de cationes cambiables a partir de la dosis de 50 t ha^{-1} (T4) en el suelo A (figura 1b). El patrón se repite en el suelo B, pero partiendo de porcentajes iniciales de saturación por aluminio comprendidos entre 6 y 12% para alcanzar un mes después niveles superiores al 15%.

Por otra parte, la aplicación de cantidades crecientes de lodo se traduce en concentraciones progresivamente superiores de fósforo disponible en el suelo B, que parte de

Cuadro 3. Propiedades generales y complejo de cambio de los suelos a los 3 (t0) y 31 (t1) días después del aporte de lodos o fertilizante inorgánico en los suelos SA y SB sometidos a diferentes tratamientos (T0 a T9)

Table 3. General properties and exchangeable capacity of soils A and B, 3 and 31 days after the incorporation of different doses of sewage sludge: treatments T0 to T9

Tratamiento	pH H_2O		pH KCl		Ca^{+2} (Cmol(+)Kg^{-1})		CiCe		% saturación aluminio		P(mg kg^{-1})		M.O. (%)	
	t0	*t1*	*t0*	*t1*	*t0*	*t1*	*t0*	*t1*	*t0*	*t1*	*t0*	*t1*	*t0*	*t1*
SAT0	5,4	5,9	4,7	4,8	6,5	6,0	8,25	7,64	6,1	7,9	74	86	4,2	4,2
SAT1	5,6	5,9	4,8	4,8	7,5	5,2	9,59	6,90	4,2	10,2	66	69	5,0	4,7
SAT2	5,8	5,8	4,8	4,8	7,1	5,5	9,15	7,18	4,4	8,4	66	68	5,1	4,4
SAT3	5,7	5,8	4,8	4,8	6,5	6,1	8,45	7,82	4,7	7,7	70	67	5,1	4,2
SAT4	5,7	5,8	4,9	4,7	6,8	4,5	8,93	6,10	4,5	11,5	72	72	5,4	4,9
SAT5	5,8	5,6	4,8	4,7	6,5	5,5	8,45	7,41	4,7	10,8	71	81	5,4	5,0
SAT6	5,8	5,5	4,8	4,6	6,5	5,2	8,60	7,03	5,8	11,4	75	79	5,4	4,8
SAT7	5,7	5,5	4,8	4,6	5,2	4,6	7,29	6,44	6,9	12,4	78	81	5,2	4,8
SAT8	5,2	5,4	4,6	4,5	5,9	4,3	8,15	6,10	7,4	14,8	70	71	4,7	4,4
SAT9	5,0	4,9	4,6	4,3	6,7	5,4	8,71	7,19	6,9	12,5	98	92	4,7	5,1
SBT0	5,4	5,7	4,4	4,4	4,8	3,9	6,54	5,47	12,2	16,5	15	20	4,7	4,4
SBT1	5,2	5,7	4,3	4,4	4,5	3,4	6,21	5,01	12,9	20,0	20	20	4,5	4,2
SBT2	5,3	5,7	4,4	4,4	4,2	3,8	5,85	5,48	12,0	18,3	21	23	4,5	4,5
SBT3	5,1	5,7	4,5	4,4	5,3	4,0	7,14	5,83	9,8	18,9	24	25	4,9	4,6
SBT4	5,4	5,7	4,6	4,5	5,5	3,8	7,38	5,49	8,1	18,2	33	33	4,8	4,6
SBT5	5,3	5,6	4,6	4,5	4,9	4,4	6,75	6,15	8,9	14,6	35	41	4,7	4,7
SBT6	5,5	5,7	4,6	4,5	5,6	3,9	7,49	5,57	6,7	16,2	35	37	4,5	4,2
SBT7	5,6	5,5	4,7	4,5	6,0	4,4	7,95	6,05	6,3	11,6	38	44	4,6	4,6
SBT8	5,1	5,4	4,5	4,3	5,1	4,3	7,17	6,34	11,2	17,4	26	30	4,3	4,2
SBT9	5,0	5,0	4,5	4,2	5,7	5,2	7,76	6,94	10,3	15,9	55	46	4,1	4,4

niveles de 15 mg kg^{-1}. El efecto se mantiene incluso 31 d.d.m. (figura 2a); apreciándose igualmente respuesta directa a la fertilización mineral. Sin embargo en el suelo A –con niveles de 74 mg kg^{-1}– la respuesta proporcional a la dosis no es tan clara.

Finalmente, se produce un incremento inicial en el contenido de materia orgánica del suelo A (figura 2b) pero en el transcurso de un mes los contenidos descienden en todos los tratamientos, si bien aún sobrepasan a los de las macetas control. En el suelo B la respuesta inmediata no es tan homogénea y no se produce un descenso al cabo de un mes en todos los tratamientos.

Metales totales y extraíbles

Los contenidos totales de cobre, cromo, níquel, plomo y zinc en ambos suelos se presentan en la figura 3. Se aprecia que los

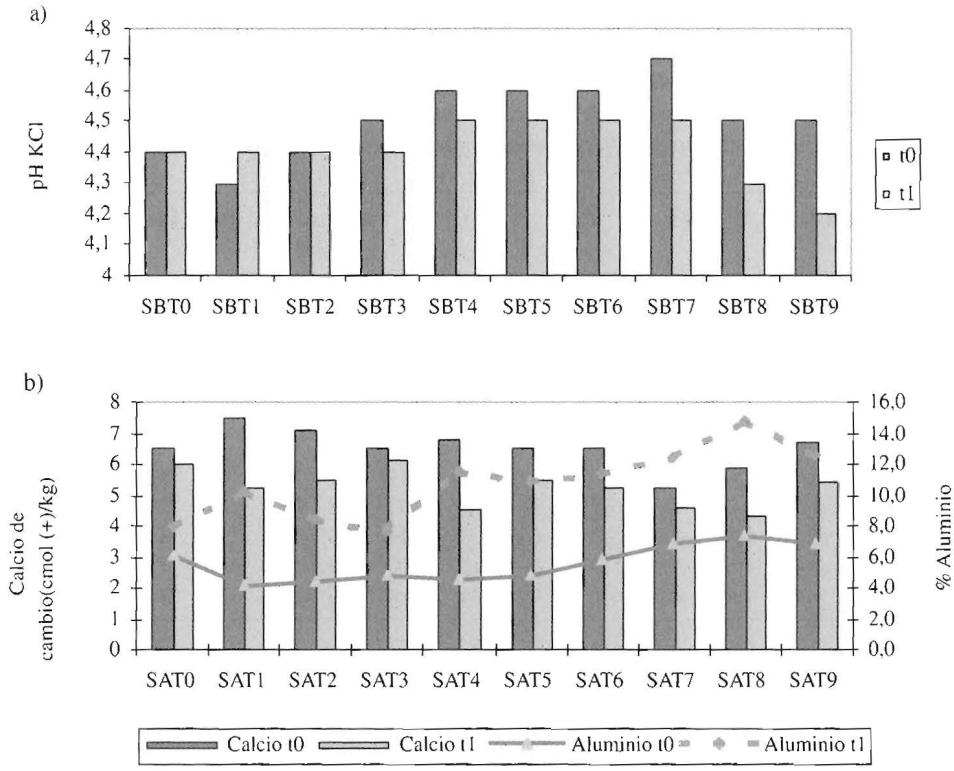


Figura 1. Cambios inducidos en el complejo de cambio de dos suelos ácidos (SA y SB) a los 3 (t0) y 31 (t1) días de la incorporación de dosis diferentes de lodos de depuradora urbana (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9).

Figure 1. Induced changes on soil reaction and cation exchange capacity of two acid soils (SA and SB) in response to application of sewage sludge (T0 to T9).

niveles de partida de cobre y níquel en el suelo A sobrepasan los valores permitidos por la normativa vigente para este uso, pero las limitaciones alcanzarían al cromo y zinc atendiendo a umbrales más restrictivos.

En el cuadro 4 se recoge la concentración total de metales pesados a los 31 días después de realizada la mezcla. Si bien los contenidos de los cinco metales en el suelo A sobrepasan significativamente a los del suelo B considerando todos los tratamientos, las diferencias son más acusadas para el cobre, cromo y níquel que para los restantes.

Se detectan diferencias significativas entre algunos tratamientos para el cobre total en el suelo A, sí bien no responden al patrón de abonado ensayado. Por el contrario, en el suelo B la concentración total de Cu aumenta progresivamente con la dosis de lodo hasta 50 t ha^{-1} (T4), descendiendo a partir de ese umbral y no apreciándose diferencias al aplicar cantidades mayores de lodo (figura 4a).

No se observan diferencias entre dosis para el cromo total en el suelo B, o son de escasa entidad en el suelo A, donde todos

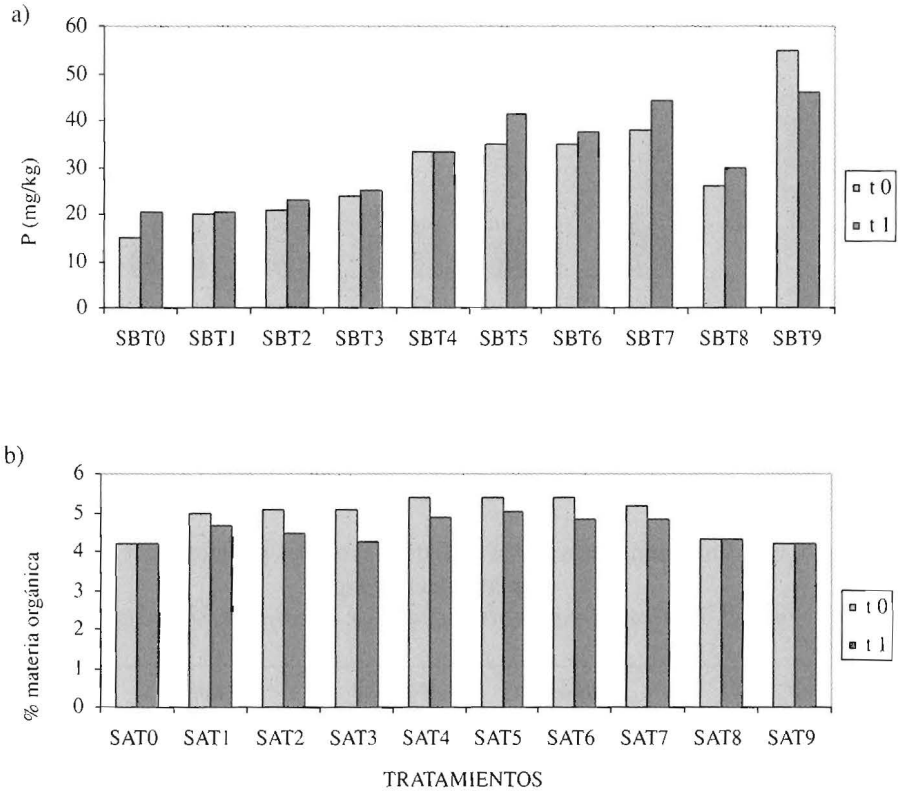


Figura 2. Efectos de la incorporación de dosis diferentes de lodos de depuradora urbana (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9) en las propiedades de dos suelos ácidos (SA y SB) a los 3 (t0) y 31 (t1) días después de la mezcla.

Figure 2. Effects of the application of several doses of sewage sludge on soil phosphorus and organic matter content.

los tratamientos sobrepasan al control (figura 4b). Este comportamiento se reproduce para el níquel total. En ningún caso aumenta el zinc total con los tratamientos. Tampoco el plomo total responde a la incorporación de lodos en el suelo A, apreciándose por el contrario un descenso a partir de dosis superiores a 50 t ha^{-1} (T4) o con fertilizante mineral en el suelo B (figura 4c).

Las concentraciones de cobre, níquel y zinc extraíbles en el suelo A sobrepasan significativamente a las del suelo B, considerando todos los tratamientos (cuadro 5). En el suelo B el cobre aumenta progresivamente a partir de dosis de lodo de 20 t ha^{-1} (T3), teniendo presente que las dosis de 5 y 10 t ha^{-1} (T1 y T2) y los dos tratamientos minerales (T8 y T9) presentan niveles inferiores o iguales a los del control (figura 5a). Este patrón no se reproduce en el suelo A, donde desciende en todos los casos el cobre extraíble con respecto al control.

El níquel extraíble en el suelo B con aportes de lodo superiores a 50 t ha^{-1} sobre-

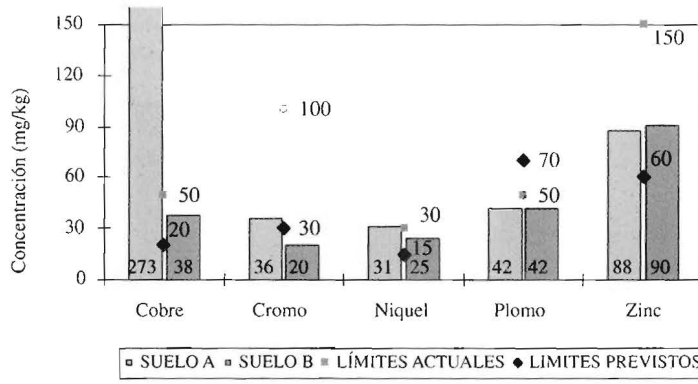


Figura 3. Contenido de metales pesados en los suelos A y B del ensayo. Representación de los umbrales actuales propuestos por la UE (Directiva 86/278/ECC) y de los previstos a corto plazo (2006).
Figure 3. Total soil copper, chromium, nickel, lead and zinc in the experimental soils. Present and future thresholds according to the European Union.

Cuadro 4. Concentración y desviación estándar de metales pesados totales disueltos con Agua Regia (mg kg^{-1})
Table 4. Total aqua regia heavy metals (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in mg kg^{-1}

Tratamiento	Cobre	Cromo	Níquel	Plomo	Zinc
SA T0	258,7 ab (30,9)	37,3 b (2,9)	31,0 b (2,6)	43,3 a (4,7)	88,3 a (2,9)
SA T1	263,0 a (24,9)	42,7 a (3,8)	34,3 ab (5,5)	47,3 a (8,1)	100,3 a (13,6)
SA T2	234,3 ab (4,5)	40,3 ab (1,2)	33,3 ab (0,6)	45,7 a (2,1)	91,3 a (4,7)
SA T3	229,0 b (11,4)	38,7 ab (0,6)	35,7 ab (3,8)	43,3 a (1,2)	93,0 a (4,6)
SA T4	237,3 ab (14,4)	39,0 ab (1,0)	34,0 ab (1,0)	44,7 a (0,6)	96,7 a (6,1)
SA T5	243,7 ab (7,0)	41,0 ab (2,6)	35,0 ab (0,0)	45,7 a (0,6)	98,7 a (2,8)
SA T6	247,0 ab (14,4)	40,3 ab (3,5)	36,7 a (2,1)	44,0 a (1,7)	96,7 a (4,0)
SA T7	262,3 a (7,4)	40,0 ab (1,0)	35,7 ab (0,6)	47,0 a (1,0)	98,3 a (3,5)
SA T8	259,7 a (6,4)	40,7 ab (0,6)	35,0 ab (0,0)	50,0 a (6,9)	94,3 a (5,0)
SA T9	257,0 ab (11,8)	40,3 ab (2,9)	34,3 ab (1,2)	47,3 a (2,1)	89,3 a (1,5)
SB T0	37,0 bc (4,4)	20,3 a (1,5)	24,7 a (1,2)	44,3 a (3,2)	90,7 ab (9,5)
SB T1	34,3 c (2,1)	20,3 a (0,6)	23,0 ab (1,0)	43,0 a (1,7)	87,3 ab (6,4)
SB T2	37,3 bc (2,1)	21,0 a (1,0)	22,7 ab (0,6)	44,3 a (1,2)	88,0 b (3,6)
SB T3	40,0 a (2,0)	20,3 a (0,6)	22,0 b (1,0)	43,3 a (1,5)	89,0 b (3,5)
SB T4	43,7 a (5,7)	21,0 a (2,0)	23,0 ab (2,0)	44,0 a (2,6)	95,7 a (5,9)
SB T5	39,3 abc (1,5)	20,7 a (0,6)	22,0 b (1,0)	37,7 b (1,2)	92,3 ab (2,5)
SB T6	39,7 abc (0,6)	21,0 a (1,0)	22,7 ab (0,6)	39,0 b (1,7)	92,3 ab (1,2)
SB T7	39,7 bc (1,5)	22,0 a (0,0)	23,3 ab (0,6)	38,7 b (1,5)	92,3 ab (2,1)
SB T8	36,7 bc (3,2)	22,0 a (1,0)	23,0 ab (1,0)	39,3 b (1,5)	89,7 ab (4,5)
SB T9	34,7 bc (1,2)	21,3 a (2,3)	22,7 ab (2,1)	38,3 b (1,5)	85,3 b (2,3)

Valores medios en la misma columna seguidos de una letra diferente difieren significativamente para una $p < 0.05$ por el test de Duncan.

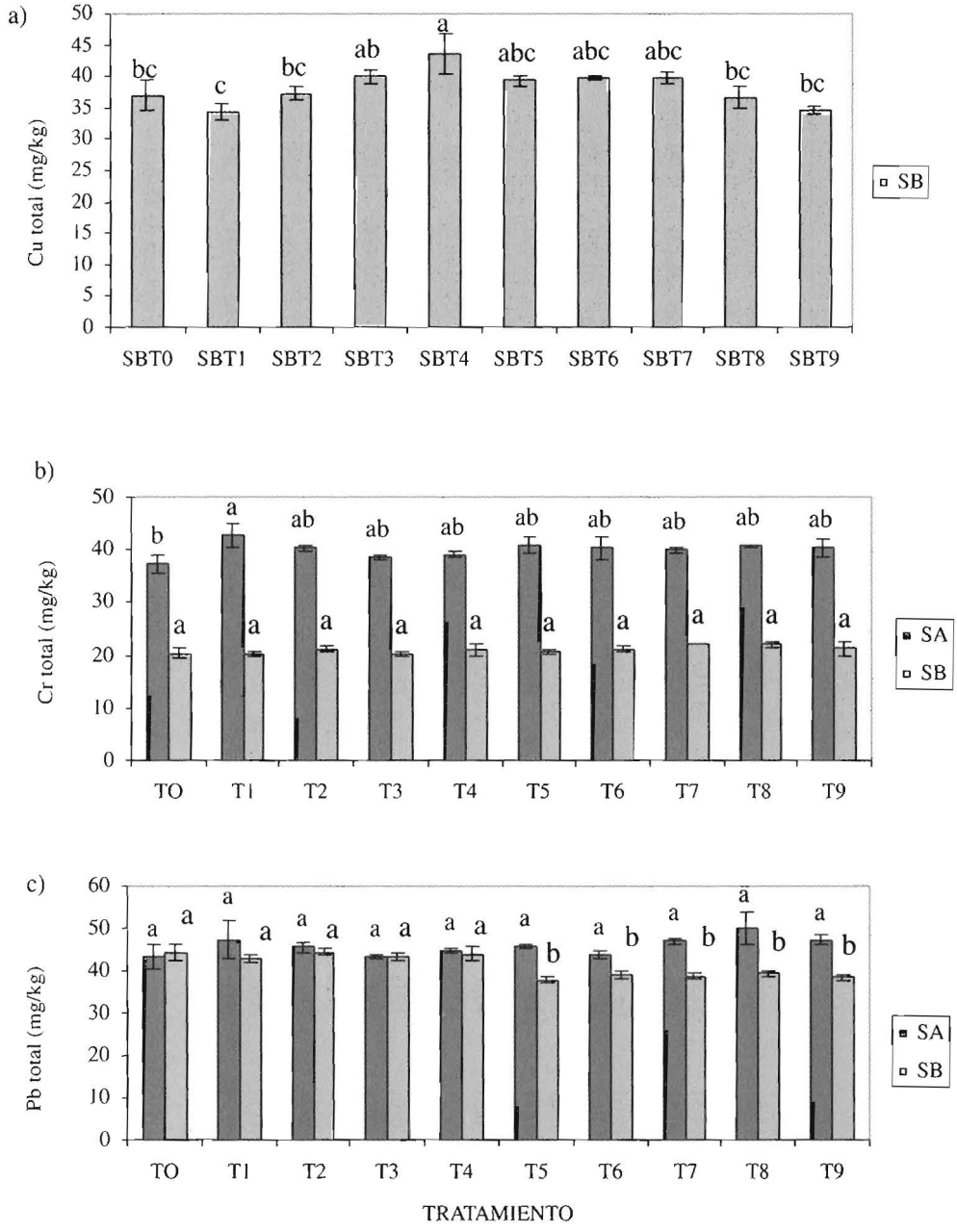


Figura 4. Contenido y error estándar de metales totales en los suelos SA y SB sometidos a diferentes dosis de lodo de depuradora (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9) a los 31 días después de la mezcla.

Figure 4. Total soil copper, chromium and lead in soils SA and SB in response to several rates of sewage sludge (T0 to T9).

Cuadro 5. Concentración y desviación estándar de metales pesados extraíbles con DTPA (mg kg^{-1})
Table 5. DTPA extractable copper, iron, manganese, nickel, lead and zinc (mg kg^{-1})

Tratamiento	Cobre	Hierro	Manganeso	Níquel	Plomo	Zinc
SA T0	70,5 a (6,1)	67,7 ab (3,0)	12,3 bcd (0,1)	0,43 abc (0,06)	1,48 ab (0,10)	3,98 cd (0,08)
SA T1	63,5 b (1,0)	72,7 a (1,5)	11,0 cd (0,3)	0,42 bcd (0,03)	1,35 ab (0,10)	4,25 c (0,25)
SA T2	63,8 b (1,4)	64,3 ab (5,9)	10,1 d (0,7)	0,40 cde (0,00)	1,33 ab (0,03)	4,15 c (0,00)
SA T3	62,4 b (2,3)	62,8 abc (3,5)	10,9 cd (0,7)	0,42 bcd (0,03)	1,35 ab (0,05)	4,23 c (0,06)
SA T4	61,0 b (0,8)	59,4 bcd (5,1)	12,4 bcd (1,7)	0,47 abc (0,10)	1,43 ab (0,13)	4,90 abc (0,98)
SA T5	54,2 b (4,0)	57,2 bcde (6,4)	13,9 b (1,6)	0,45 abc (0,09)	1,25 b (0,13)	4,60 bc (0,70)
SA T6	61,0 b (1,0)	67,7 ab (2,6)	15,0 b (2,0)	0,52 ab (0,03)	1,43 ab (0,08)	5,40 ab (0,42)
SA T7	66,2 ab (2,1)	49,4 de (1,5)	13,3 bc (0,5)	0,53 a (0,03)	1,53 a (0,12)	5,72 a (0,41)
SA T8	61,3 b (0,8)	50,9 cde (17,5)	10,7 cd (3,5)	0,30 e (0,10)	0,95 c (0,27)	2,85 e (1,02)
SA T9	62,0 b (0,1)	45,6 e (6,2)	22,1 a (0,1)	0,32 e (0,03)	0,82 c (0,03)	3,13 de (0,45)
SB T0	3,88 de (0,5)	40,0 b (1,2)	8,3 c (0,5)	0,17 c (0,03)	2,30 ab (0,05)	1,60 e (0,25)
SB T1	3,67 e (0,3)	40,3 b (3,7)	8,1 c (1,1)	0,20 bc (0,00)	2,20 bc (0,17)	1,83 de (0,30)
SB T2	4,02 de (0,4)	42,8 ab (4,0)	8,1 c (0,2)	0,17 c (0,03)	2,17 bc (0,08)	2,00 de (0,30)
SB T3	4,33 cde (0,6)	42,0 ab (6,1)	8,2 c (1,0)	0,23 b (0,03)	2,13 bc (0,13)	2,22 d (0,36)
SB T4	4,43 bcd (0,7)	45,6 ab (2,4)	8,6 c (0,2)	0,23 b (0,03)	2,03 c (0,18)	3,02 c (0,46)
SB T5	5,03 ab (0,2)	47,9 ab (1,1)	9,6 c (0,3)	0,32 a (0,03)	2,12 bc (0,03)	3,72 ab (0,52)
SB T6	4,93 abc (0,0)	44,5 ab (5,8)	9,1 c (0,8)	0,30 a (0,00)	2,22 bc (0,08)	3,47 bc (0,32)
SB T7	5,18 a (0,2)	46,0 ab (1,2)	11,7 ab (0,2)	0,33 a (0,03)	2,47 a (0,18)	4,08 a (0,16)
SB T8	3,78 de (0,1)	40,6 b (0,4)	11,2 b (0,9)	0,20 bc (0,00)	2,35 ab (0,13)	1,73 de (0,03)
SB T9	3,65 e (0,1)	40,6 b (1,7)	13,7 a (2,2)	0,22 b (0,03)	2,13 bc (0,13)	1,83 de (0,10)

(**) Cromo < 0.1 mg kg^{-1}.
Valores medios en la misma columna seguidos de una letra diferente difieren significativamente para una $p < 0.05$ por el test de Duncan.

pasa significativamente a los restantes tratamientos ensayados. En el suelo A se mantiene o tiende a descender con las dosis más bajas ensayadas (T1 a T3), para aumentar progresivamente e igualar a los controles a partir del tratamiento T4 (figura 5b). Destacan en este suelo las macetas fertilizadas con mineral por presentar niveles inferiores al control. El zinc aumenta progresivamente con la dosis de lodo, alcanzándose el máximo con la incorporación de 100 t ha^{-1} (T7). Estas tendencias generales se detectan tanto en los análisis efectuados 3 días después de la mezcla como 31 d.d.m (figura 5c).

Respuesta de la planta de cebada

El desarrollo vegetativo alcanzado en un mes con dosis iguales o superiores a 50 t ha^{-1} (T4) sobrepasa significativamente al obtenido con los restantes tratamientos, incluidos los fertilizantes minerales en el suelo A. En el suelo B se aprecia cómo el desarrollo aumenta progresivamente con la dosis de lodo, alcanzando el máximo con 50 t ha^{-1} (T4) para descender con dosis superiores así como con la fertilización mineral (figura 6).

En el cuadro 6 se recoge la composición de la cebada. Se aprecia un incremento progresivo del potasio en planta de cebada paralelo al aumento en la dosis de lodo, si bien en ningún caso sobrepasa a los de las parcelas control o fertilizadas con mineral. El contenido de magnesio en plantas tratadas con más de 50 t ha^{-1} (T4) sobrepasa significativamente al de los restantes tratamientos. Cabe reseñar la respuesta puntual a los tratamientos más intensos con lodo (T6 y T7) en la concentración de sodio en planta en el suelo A, que duplica a la de los restantes tratamientos. La concentración de fósforo en la planta de cebada aumenta progresivamente con la dosis de lodo en el suelo B. En el suelo A únicamente las plantas que recibieron cantidades de lodo superiores o iguales a 50 t ha^{-1} (T4) y la dosis más elevada de fertilizante presentan concentraciones superiores a las de los restantes tratamientos (figura 7a). Esta respuesta se reproduce prácticamente en los mismos términos para la concentración de calcio en tejido vegetativo en ambos suelos (figura 7b).

Por su parte, el cobre (cuadro 6) en la cebada del suelo A sobrepasa al del suelo B en todos los tratamientos. En ambos, son las dosis superiores o iguales a 70 t ha^{-1} (T5) así como la fertilización mineral las que se asocian con niveles significativamente superiores a las de las parcelas control o con dosis bajas de lodo.

El contenido en níquel sobrepasa al de las plantas control a partir de dosis de 50 t ha^{-1} (T4), alcanzándose el máximo con 100 t ha^{-1} (T7) de lodo en ambos suelos (figura 8a). También la concentración de zinc supera al control a partir del T4 en el suelo A, mientras que en el suelo B la concentración se incrementa progresivamente con la dosis añadida hasta 70 t ha^{-1} (T5) y disminuye con cantidades superiores, tal como se observa en la figura 8b. Para ambos elementos, y con todas las dosis ensayadas, la concentración en tejido vegetativo de las plantas del suelo A supera significativamente a la del suelo B.

Discusión

La concentración de metales pesados en nuestro lodo es muy inferior a los límites establecidos normativamente, de modo que puede ser utilizado sin limitaciones en suelos agrícolas. Así, se podrían incorporar anualmente un mínimo de 21 t ha^{-1} m.s. o aproximadamente 100 t ha^{-1} de lodo fresco, siendo

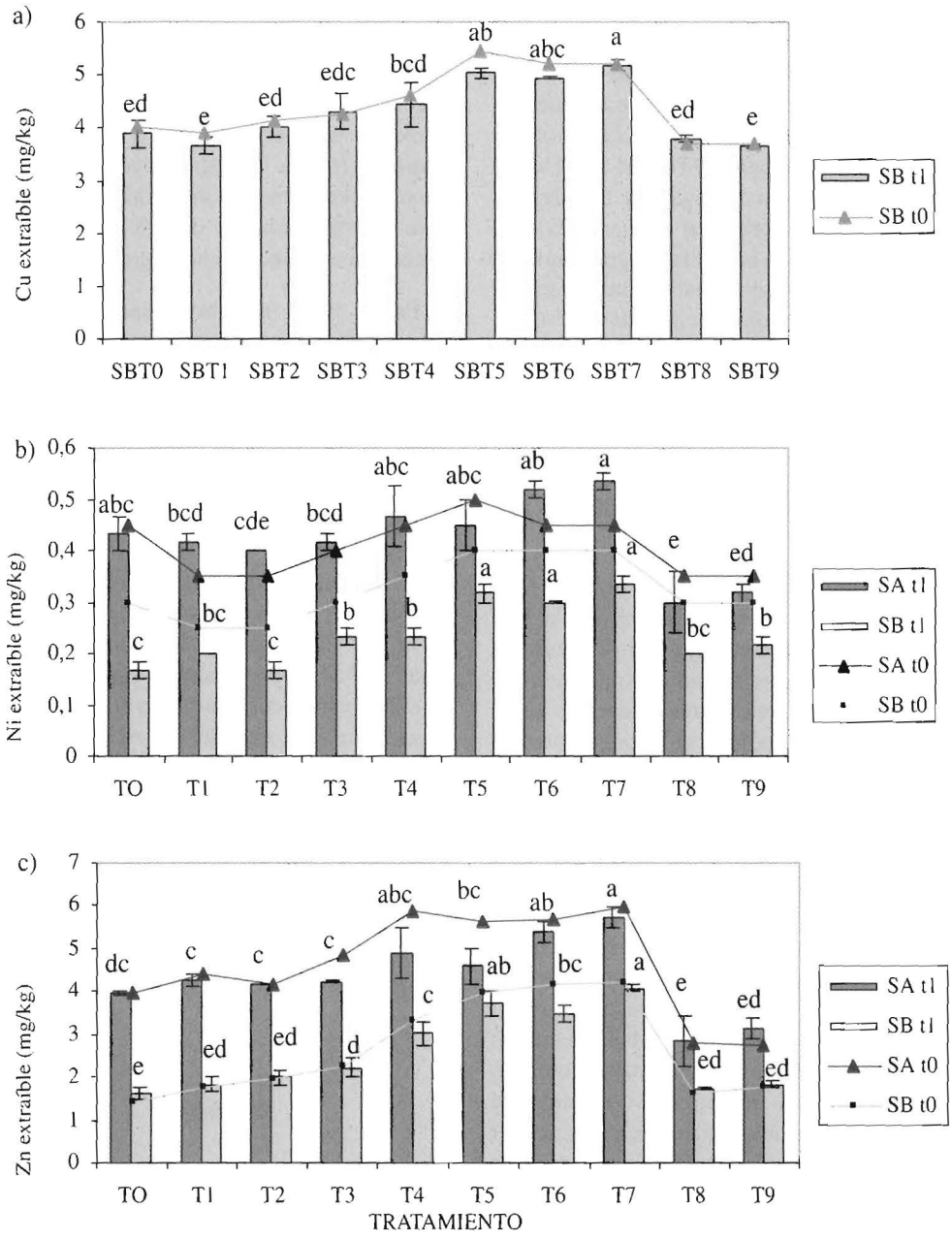


Figura 5. Concentración y error estándar de metales extraíbles con DTPA en los suelos SA y SB sometidos a diferentes tratamientos con lodo de depuradora urbana (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9) a los 3 (t0) y 31(t1) días de la mezcla.

Figure 5. DTPA extractable soil copper, nickel and zinc on two soils in response to different doses of sewage sludge.

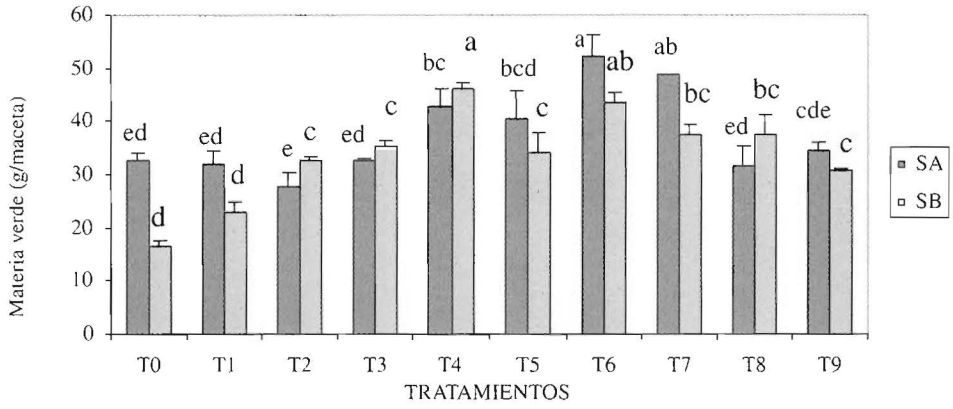


Figura 6. Desarrollo vegetativo de la cebada en términos de materia verde (y error estándar) producida a los 31 días desde la emergencia en respuesta a diferentes dosis de lodo (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9) en los suelos SA y SB.

Figure 6. Growth response of barley in two soils 31 days after seedling with different rates of sewage sludge.

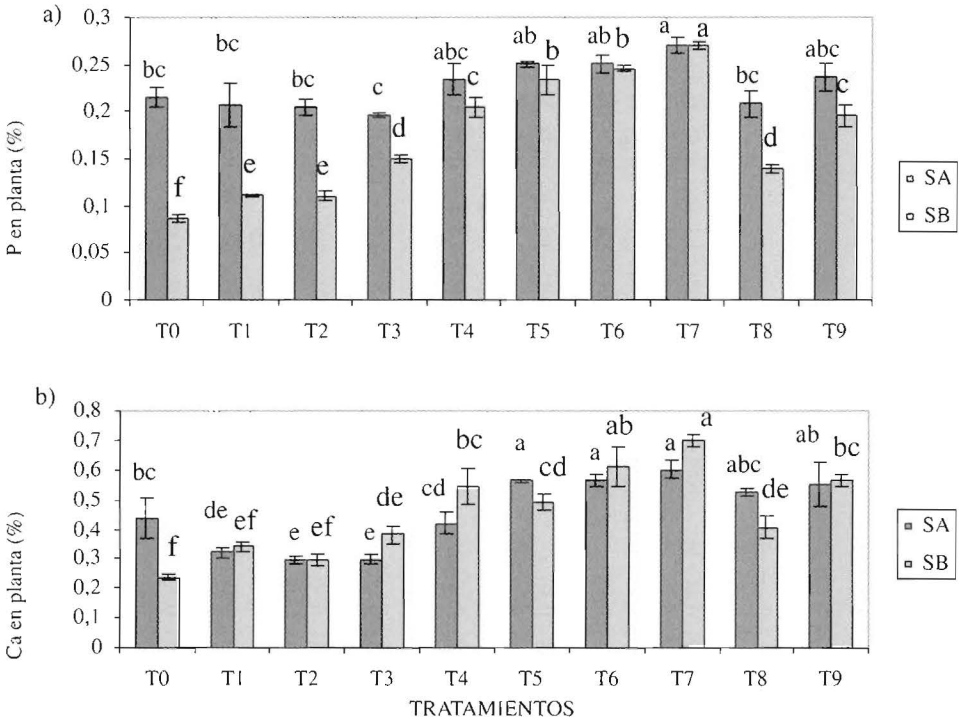


Figura 7. Concentración expresada en materia seca (s.m.s.) y error estándar de fósforo y calcio en planta de cebada un mes después de la emergencia en macetas sometidas a dosis diferentes de lodo (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9) en los suelos SA y SB.

Figure 7. Phosphorus and calcium concentration on vegetative tissue of barley 31 days after seedling in response to sewage sludge and mineral fertilization.

Cuadro 6. Concentración expresada en materia seca (s.m.s.) y desviación estándar de macronutrientes y micronutrientes en plantas de cebada (Hordeum Vulgare) recogidas 31 días después de la emergencia en dos suelos diferentes (SA y SB) y sometidas a diferentes tratamientos (T0 a T9)

Table 6. Elemental composition of barley 31 days after emergence treated with different doses of sewage sludge in two soils

Tratamiento	P	Ca	Mg	K	Cu	Ni	Zn	Pb
	(%)				(mg kg^{-1})			
SA T0	0,22 bc (0,02)	0,44 bc (0,12)	0,21 bcd (0,04)	4,3 ab (0,6)	16,5 bc (2,0)	2,5 bc (0,5)	67,5 de (9,5)	4,8 ab (1,5)
SA T1	0,21 bc (0,04)	0,32 de (0,03)	0,23 bcd (0,06)	3,0 d (0,4)	14,7 c (1,6)	2,7 bc (0,6)	69,5 cde (12,0)	3,7 bc (1,8)
SA T2	0,21 bc (0,01)	0,30 e (0,02)	0,18 cd (0,01)	2,7 d (0,2)	14,8 c (1,3)	2,2 c (0,3)	60,0 e (1,8)	3,0 c (0,8)
SA T3	0,20 c (0,01)	0,30 e (0,03)	0,18 cd (0,01)	2,8 d (0,2)	14,3 c (1,5)	2,3 c (0,3)	57,7 e (5,0)	4,2 bc (0,3)
SA T4	0,24 abc (0,03)	0,42 cd (0,06)	0,23 bcd (0,02)	3,3 dc (0,6)	16,8 bc (0,7)	3,2 abc (0,6)	83,8 bc (8,2)	4,0 bc (0,9)
SA T5	0,25 ab (0,01)	0,56 a (0,01)	0,26 ab (0,01)	3,8 bc (0,1)	21,0 a (1,0)	3,2 abc (0,8)	93,0 ab (8,8)	5,0 ab (1,0)
SA T6	0,25 ab (0,02)	0,56 a (0,04)	0,28 ab (0,02)	3,3 dc (0,3)	19,8 ab (1,6)	3,2 abc (0,6)	90,5 ab (12,0)	4,7 abc (0,8)
SA T7	0,27 a (0,02)	0,60 a (0,05)	0,31 a (0,07)	4,2 ab (0,5)	20,5 a (0,5)	4,0 a (1,0)	103,8 a (13,0)	5,0 ab (0,9)
SA T8	0,21 bc (0,03)	0.52 abc (0,02)	0,24 abcd (0,02)	4,8 a (0,5)	19,2 ab (1,8)	3,0 abc (0,0)	79,5 bcd (4,0)	6,0 a (0,5)
SA T9	0,24 abc (0,03)	0,55 ab (0,13)	0,25 abc (0,06)	3,9 bc (0,5)	21,7 a (4,3)	3,5 ab (0,5)	78,2 bcd (3,6)	6,2 a (1,3)
SB T0	0,09 f (0,01)	0,24 f (0,02)	0,14 e (0,01)	2,0 d (0,2)	6,7 d (1,3)	2,0 cd (0,5)	26,0 d (3,3)	2,7 bc (0,3)
SB T1	0,11 e (0,00)	0,34 ef (0,03)	0,20 cd (0,01)	2,3 d (0,3)	8,0 d (0,5)	2,2 bcd (0,8)	38,5 c (4,1)	2,5 c (0,0)
SB T2	0,11 e (0,01)	0,30 ef (0,04)	0,17 de (0,01)	2,1 d (0,1)	8,3 cd (1,0)	1,5 cd (0,0)	38,0 c (7,0)	2,5 c (0,0)
SB T3	0,15 d (0,01)	0,38 cd (0,05)	0,19 cd (0,01)	2,9 c (0,2)	10,0 bc (1,0)	2,2 bcd (0,8)	70,5 b (4,9)	2,7 bc (0,8)
SB T4	0,21 c (0,02)	0,54 bc (0,11)	0,25 b (0,05)	2,9 c (0,5)	10,2 bc (2,0)	2,5 bc (0,5)	82,0 a (7,4)	4,0 ab (1,0)
SB T5	0,23 b (0,03)	0,49 cd (0,04)	0,22 bc (0,01)	3,0 bc (0,1)	12,0 ab (0,5)	2,3 bcd (0,3)	86,7 a (8,9)	3,7 abc (0,8)
SB T6	0,25 b (0,01)	0,61 ab (0,12)	0,32 a (0,04)	3,3 bc (0,3)	12,5 a (1,3)	3,0 b (0,5)	76,7 ab (4,2)	4,0 ab (0,9)
SB T7	0.27 a (0,01)	0,70 a (0,04)	0,32 a (0,03)	4,0 a (0,4)	12,0 ab (0,9)	4.0 a (0,5)	76,7 ab (4,1)	4,7 a (0,8)
SB T8	0,14 e (0,01)	0.41 cd (0,07)	0,20 cd (0,00)	3,6 ab (0,3)	7,7 d (0,3)	2,7 bc (0,3)	46,2 c (4,0)	3,5 abc (0,5)
SB T9	0,20 c (0,02)	0,57 bc (0,04)	0,18 cde (0,01)	4,0 a (0,4)	7,2 d (1,0)	2,7 bc (0,3)	37,2 c (3,3)	3,5 abc (1,0)

Valores medios en la misma columna seguidos de una letra diferente difieren para una $p < 0.05$ por el test de Duncan.

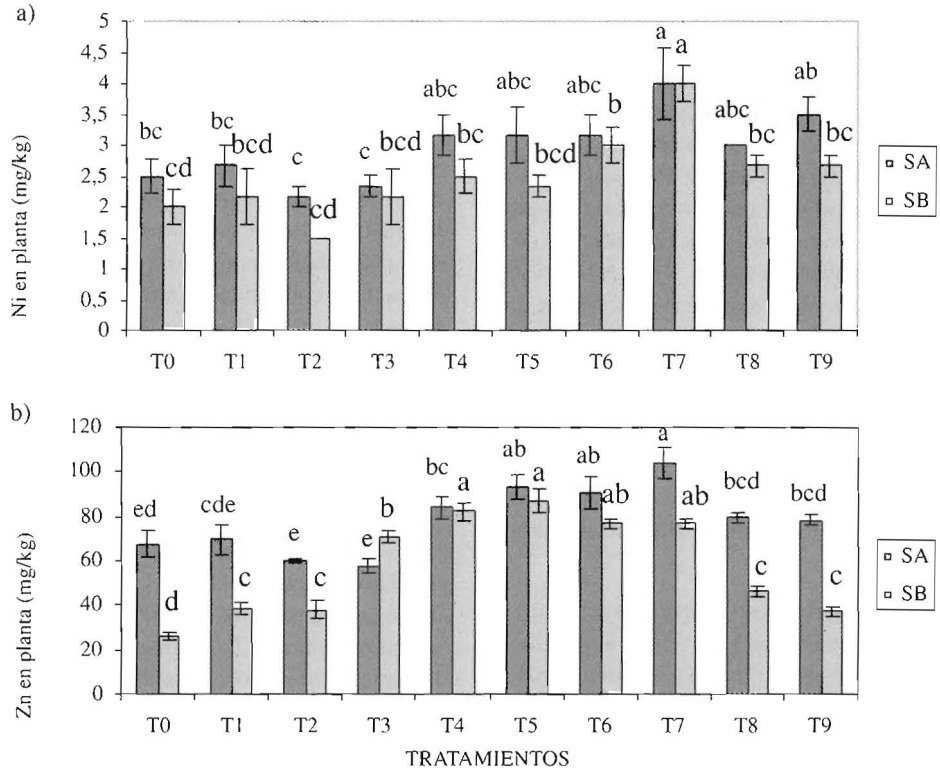


Figura 8. Concentración expresada en materia seca (s.m.s.) y error estándar de níquel y zinc en planta de cebada un mes después de la emergencia en macetas sometidas a diferentes aportes de lodo de depuradora urbana (T1 a T7) o fertilización mineral (T8 y T9) en los suelos SA y SB.

Figure 8. Nickel and zinc concentration of barley grown up on two soils with different rates of sewage sludge and mineral fertilization.

el cromo el elemento más limitante. No obstante, atendiendo a las previsiones de la UE a medio plazo las cantidades máximas anuales se reducirían a 6 t ha^{-1} m.s. (32 t ha^{-1} p.f.), pasando a ser el níquel el más limitante.

Por otra parte, se trata de un material comparativamente rico en nitrógeno y fósforo. Para estimar el suministro potencial de ambos nutrientes hemos adoptado la hipótesis del máximo esperado, si bien se trata de una aproximación donde algunos autores estiman que 1 tonelada de lodo m.s. suministra 15 kg N mientras que la mayoría lo cifran en torno a 35 kg N, y variando el porcentaje disponible entre un 50 y 75% del total.

El suelo A sin haber recibido lodos presenta ya niveles de cobre excesivos, e incluso los de cromo y níquel estarían en el límite de su uso como receptor de lodos, lo cual puede ser atribuible al historial de cultivo del suelo sobre todo para el cobre. El suelo B sería apto para este propósito atendiendo a la normativa actual, pero no así si se reducen los límites admisibles, en cuyo caso cobre, níquel y zinc total pasarían a ser los metales totales limitantes.

Los aportes de lodo han afectado a importantes propiedades del suelo. Y además introducen un fuerte dinamismo en los mismos si tenemos presente que en un mes aumenta significativamente la acidez expresada en términos de una medida directa de la misma como es la cantidad y proporción del aluminio en el complejo de cambio, principal causante de la acidez de nuestros suelos. Transformaciones tan rápidas son también observadas por LÓPEZ-MOSQUERA *et al.* (2002). Además, también QUINTEIRO *et al.* (1998) en suelos de similar naturaleza advierten aumentos no mantenidos, e incluso descensos, en la materia orgánica total tras el aporte de lodos, atribuidos a la elevada tasa de mineralización, un aspecto que se constata igualmente en nuestro ensayo.

En cualquier caso, queremos resaltar ese aumento que tiene lugar en el aluminio de cambio que puede inducir, a medida que se libera en la disolución del suelo, la acidificación progresiva del medio y un potencial aumento de la disponibilidad de los metales pesados –incluso nativos– y el necesario control paralelo de estas propiedades al afrontar el manejo agronómico de los lodos. Hay que señalar que no es la acidez actual sino el valor de pH en KCl –índice de la acidez potencial– el que detecta con mayor sensibilidad y en los dos suelos estas modificaciones del complejo de cambio. LOVELAND (2001) considera extensamente la posibilidad de utilizar el valor de pH en $CaCl_2$ –similar en sus efectos al citado pH en KCl– en lugar del pH en H_2O para proteger aún más los suelos de los efectos de la acidificación.

Por otra parte, la capacidad de suministro de fósforo es evidente y mantenida en un suelo que presentaba niveles bajos de fósforo disponible. El fósforo suele escasear en nuestros suelos cultivados y, desde esta perspectiva, el efecto puede ser muy positivo, pero también el suministro excesivo se contempla como un aspecto negativo del reciclaje de lodos residuales, si con ello se induce una eutrofización del medio.

Los controles que obligatoriamente se imponen a los suelos receptores de lodos consisten en la determinación periódica de los metales totales en el suelo. Unicamente se ha detectado la respuesta a los aportes de lodos en el cobre total, inicialmente creciente hasta un umbral a partir del cual decrece; y la única entre todos los metales pesados examinados, al igual que lo observado por QUINTEIRO *et al.* (1998). Unicamente podemos asociar esta aparente contradicción con la dinámica de la fracción orgánica según predomine con cada dosis el efecto sorción o desorción de los metales pesados. Respecto a la biodisponibilidad del mismo, deducida del cobre extraído con DTPA, se detecta un incremento de la biodisponibilidad con la dosis de lodos, observada igualmente por ALCAÑIZ (2001), MARTÍNEZ *et al.* (2003) y MCGRATH (1999), si bien en suelos de naturaleza diferente a la de los nuestros.

El seguimiento de la fracción biodisponible resulta, por tanto, un buen índice para controlar la posible contaminación por cobre. Pero, el hecho de que en suelos de niveles originales ya elevados se incremente la disponibilidad del cobre al añadir lodos indica la necesidad de profundizar en el estudio de este elemento e idear fórmulas de control, dado que puede suponer una limitación importante al reciclaje de lodos.

Con independencia de los niveles de partida, la respuesta significativa a dosis de lodos superiores o iguales a 50 t ha^{-1} que se detecta en el níquel y zinc disponibles con DTPA, refleja que éste resulta ser un índice sensible; lo cual es especialmente importante en el caso del zinc, que en la fracción total no mostraba diferencia alguna entre los dos suelos. Se constata, por otra parte, para

este último elemento la superior tasa de transferencia desde la fracción total a la disponible, tal como recoge la bibliografía. Si bien, al contrario que para el cobre, los niveles alcanzados en esta fracción distan de los calificados de fitotóxicos y son similares a los de MARTÍNEZ *et al.* (2003) en suelos de niveles totales muy inferiores a los nuestros.

La eficacia del fósforo procedente de esta fuente se manifiesta también en el tejido vegetativo, al menos cuando éste es joven como en nuestro ensayo, tanto en un suelo con niveles de partida relativamente escasos como en uno con niveles elevados de fósforo disponible. A este nivel los aportes de 20 y 50 t ha^{-1} son equiparables a las dosis de fertilizante mineral que, en una aproximación previa, habíamos considerado similares a estos dos tratamientos. También el lodo ha suministrado calcio a la planta, otro elemento hipotéticamente escaso para los cultivos en nuestros suelos, pero únicamente a partir de dosis de 50 t ha^{-1}.

La respuesta a dosis crecientes de lodo se detecta igualmente en el níquel acumulado en el tejido vegetativo, alcanzándose con 100 t ha^{-1} concentraciones similares en ambos suelos, es decir, pesando más el efecto dosis que el de los niveles de partida. Por otra parte, las concentraciones son similares a las obtenidas por COGGER *et al.* (2001) y GASKIN *et al.* (2003) en gramíneas para forraje, quienes únicamente empiezan a observar respuesta después de tres años continuados de aportes; si bien ambos autores afirman que no son niveles a tener en cuenta por su fitotoxicidad.

La concentración de zinc en planta también responde positivamente a los aportes en diferente cuantía en los dos suelos, que ya inicialmente presentaban niveles disponibles significativamente diferentes. Sin embargo, a partir de dosis de 50 t ha^{-1} el efecto de la dosis es mayor que el debido a las diferencias existentes entre ambos suelos, resultando, por tanto, un índice menos sensible de la transferencia desde el zinc biodisponible al bioacumulado. Por otra parte, las concentraciones sobrepasan ligeramente las obtenidas por COGGER *et al.* (2001) y por GASKIN *et al.* (2003) tras más de 3 años de aportes. No pudiendo afirmar que las concentraciones se acercan a límites de toxicidad, sí queremos recordar que el tejido analizado en nuestro caso es joven y podrían ascender los niveles en tejido adulto.

Conclusiones

El aporte de lodos puede inducir un incremento temporal del aluminio de cambio en suelos ya naturalmente ácidos, el cual no se detecta tanto en la acidez actual como en la acidez potencial con la determinación del pH en KCl. Esta propiedad debe ser controlada después de la incorporación de los mismos para evitar efectos negativos indirectos en la disponibilidad de metales pesados a corto plazo.

Los lodos suministran cantidades importantes de fósforo y ello se detecta tanto en el análisis del fósforo disponible en el suelo como en el de la planta testigo, en nuestro caso cebada. Esto es positivo en suelos deficientes en fósforo, pero debe ser controlado para evitar excesos cuando se repiten los aportes.

No es en la fracción total sino en la disponible donde se detectan las consecuencias de la aplicación de estos residuos. En concreto aumenta significativamente el cobre, níquel y zinc cuando se incorporan 50 t ha^{-1} de lodo. Esta dosis también da lugar a una bioacumulación significativa en planta joven con independencia de los niveles en el suelo. Para un seguimiento adecuado, pare-

ce necesario controlar los metales pesados en ambos compartimentos: fracción disponible y planta testigo.

De manera preventiva, son más adecuados los límites más restrictivos que se propone aplicar la UE para suelos receptores, que permitiría incorporar en nuestro caso 30 t ha^{-1} en lugar de las 100 t ha^{-1} actuales.

Bibliografía

ALCAÑIZ J.M., 2001. Utilización de fangos de estación depuradora en restauración de canteras. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Boixadera J., Teira M.R., eds. Universitat de Lleida. 355 pp.

BOE (BOLETIN OFICIAL DEL ESTADO), 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. BOE num. 262, 1/11/1990.

BOE, 2001. Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006. EDAR (PNLD)-(2001-2006). BOE num. 166, 12/07/2001.

CHAPMANN H.D., PRATT P.F., 1981. Métodos de análisis de suelos, plantas y aguas. 3° edición. Ed. Trillas.

COGGER C.G., BARY A.I., FRANSEN S.C., SULLIVAN D.M., 2001. Seven years of biosolids versus inorganic nitrogen applications to tall fescue. J. Environ. Qual. 30: 2188-2194.

DANES R., BOIXADERA J., 2001. Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Boixadera J., Teira M.R., eds. Universitat de Lleida. 355 pp.

Directiva 86/278/EEC sobre la protección del medio ambiente y en particular de los suelos en la utilización de los dos con fines agrícolas.

EC (European Commision). DG. ENV. E3-2000. Waste management. Working document on Sludge.3rd draft. 19 pp.

EC (European Commision). JRC. EUR 19657 EN-2000. Proceedings on Workshop on problems around sludge. Ed. H. Langenkamp, L. Marmo. 152 pg.

EC (European Commision). JRC. EUR 19.809 EN-2001. Workshop on harmonization of sampling and analysis methods for heavy metals, organic pollutants and pathogens in soil and sludge. Eds H. Langenkamp, L. Marmo. 74 pp.

FELIPÓ ORIOL M.T., 2001. Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) como criterio en la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Boixadera J., Teira M.R., eds. Universitat de Lleida. 355 pp.

GASKIN J.W., BROBST R.B., MILLER W.P., TOLLNER E.W., 2003. Long-term biosolids application effects on metal concentrations in soil and bermudagrass forage. J. Environ. Qual. 32: 146-152.

KOURBOULEWSKY N., DUPOYET S., BONIN G., 2002. Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation. J. Environ. Qual. 31: 1522-1527.

LIANG J., KARAMANOS R.E., 1993. DTPA-extractable Fe, Mn, Cu and Zn. En: Soil sampling and methods of analysis. En: Soil sampling and methods of analysis. Carter, M.R., Ed. Canada. 823 pp.

LÓPEZ-MOSQUERA M.E., MOIRÓN C., SEOANE S., 2002.Changes in chemical properties of an acid soil after application of dairy sludge. Investigación Agraria, serie Producción y Protección Vegetales 17 (1): 77-86.

LOVELAND P., 2001. Measurement of soil pH. En: EC. JRC. EUR 19.809 EN-2001.

MARTÍNEZ F., CUEVAS G., CALVO R., WALTER I., 2003. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. J. Environ. Qual. 32: 472-479.

MCGRATH S., 1999. Persistent organic polutants and metals from sewage sludges: their effects on soil, plants and the food chain. En: EC. JRC. EUR 19.809 EN-2001.

QUINTEIRO RODRÍGUEZ M.P., ANDRADE COUCE M.L., DE BLAS VARELA E., 1998. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: experiencia de campo. Edafología 5: 1-10.

U.S. EPA. (US ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY) 1994. Method 3051. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. 14 pp.

(Aceptado para publicación el 18 de febrero de 2004).