Rev. Int. Contam. Ambient. *17* (4) 179-186, 2001

NIVELES DE METALES PESADOS EN *Thymus zygis* DESARROLLADO EN SUELOS ENMENDADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS

Virginia ILLERA[1], Ingrid WALTER[2] y Victoria CALA[1]

[1] Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. España. Correo electrónico: victoria.cala@uam.es
[2] Departamento de Medio Ambiente. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. 28080 Madrid. España. Correo electrónico: walter@inia.es

(Recibido octubre 2000, aceptado julio 2001)

Palabras clave: biosólidos, metales pesados, fraccionamiento secuencial, *Thymus zygis*

RESUMEN

Se estudian las modificaciones de los contenidos y la distribución de metales pesados en suelos y en partes constitutivas de *Thymus zygis* desarrollados en parcelas experimentales de un área degradada del sur de Madrid, bajo ambiente semiárido, al año de la aplicación de biosólido (B) y residuo sólido urbano (RSU) sobre el suelo a tasas de 0 y 80 Mg ha^{-1}. Se apreció un incremento generalizado de los contenidos totales de metales pesados sobre todo en el nivel superficial (0 –15 cm) del suelo tratado, así como el incremento de las fracciones más lábiles obtenidas mediante procedimiento de extracción secuencial química. Asimismo se observó el aumento considerable del porte de la vegetación autóctona (*Thymus zygis*) en las parcelas tratadas, que mostraban concentraciones ligeramente superiores en Cd, Cu y Zn en las raíces y en Zn en la parte área con respecto a las plantas testigo si bien en ningún caso alcanzaban los límites considerados como tóxicos para plantas herbáceas.

Key words: Biowastes, heavy metals, sequential extraction, *Thymus zygis*

ABSTRACT

Experimental plots of a degraded carbonated soil located in the south of Madrid (Spain) were treated with anaerobically digested biosolid (B) and urban solid residues (RSU) at a rate of 0 and 80 Mg ha^{-1}. Changes of heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) contents and their distribution were determined both in soils and *Thymus zygis* grown in them one year after the waste application. Total heavy metal concentrations increased moderately in the upper level (0-15 cm) of the waste treated soils in relation to the control soils. In addition, a clear increase of the labile metal fractions obtained using a sequential extraction procedure was registred in the organic waste amended soils. Autochthonous vegetation (*Thymus zygis)* grown in the wastes amended soils showed a considerable increase in size. Higher Cd, Cu and Zn concentrations in roots and well as Zn concentrations in the aerial parts were also observed in plants grown in treated soils in comparison with control plants. However plant metal concentrations in the treated plots never reached the limit values considered as toxic to herbaceous plants.

INTRODUCCIÓN

La eliminación de residuos orgánicos urbanos representa en la actualidad una de las problemáticas de mayor interés desde el punto de vista ambiental. La aplicación al suelo de los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales (biosólidos) así como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU) puede suponer una opción adecuada a la eliminación de estos residuos.

La aplicación de biosólidos y RSU al suelo favorece algunas de sus propiedades físicas y químicas debido principalmente al aporte de materia orgánica que proviene de estos materiales, consiguiendo de este modo mejorar la estructura y la porosidad del suelo, su permeabilidad y la retención hídrica (Duggan y Wiles 1976, Rasiah *et al.* 1997). También se beneficia la vegetación ya que estos residuos orgánicos aportan nutrientes que pasan a incrementar las reservas del suelo (Tsadilas *et al.* 1995). La mayoría de las investigaciones sobre el efecto de los residuos orgánicos (biosólidos fundamentalmente) en el crecimiento de la vegetación se han centrado en el estudio de cultivos agrícolas, encontrándose generalmente un aumento en la producción de las cosechas (Walter *et al.* 1992, 1994, Tsadilas *et al.* 1995, Sloan *et al.* 1997), con lo que se demuestra que estos residuos favorecen el crecimiento vegetal.

Existe, sin embargo, un riesgo a tener en cuenta cuando se utilizan estos residuos como enmienda orgánica, ya que éstos pueden tener elevadas concentraciones de metales pesados que limitan su utilización. Cinc, cadmio, plomo, níquel, cromo y cobre son los principales metales pesados presentes en los biosólidos y en los RSU y en general se encuentran en concentraciones superiores a las de los suelos pudiéndose acumular en éstos y pasar a las plantas, quedando así incluidos en la cadena trófica con el consiguiente riesgo para los consumidores.

El incremento de metales pesados en suelos enmendados con biosólidos y RSU, puede provocar que la vegetación que se desarrolla sobre éstos absorba cantidades variables de metales alcanzándose en ocasiones niveles de toxicidad (Berti y Jacobs 1996). Sin embargo, los efectos perjudiciales de los metales pesados en el ecosistema del suelo están relacionados no sólo con los contenidos totales de estos elementos, sino también con su biodisponibilidad y movilidad tanto en los propios materiales residuales como en el suelo (Mc Bride 1995, Li y Shuman 1996).

En la actualidad existe un interés creciente en utilizar los residuos orgánicos en recuperación de ecosistemas edáficos degradados (generalmente suelos erosionados como consecuencia de la pérdida de materia orgánica por usos indebidos del mismo), por lo que es conveniente realizar estudios previos sobre el posible impacto contaminante de estos residuos en plantas autóctonas.

En el presente estudio se evalúa la influencia de la aplicación de un biosólido y de residuo sólido urbano a una dosis elevada sobre los contenidos en metales pesados de una especie vegetal autóctona de la zona (tomillo, *Thymus zygis*) desarrollada sobre un suelo degradado bajo ambiente semiárido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El trabajo se ha llevado a cabo en un área degradada situada en la localidad de San Martín de la Vega, al SE de la Comunidad de Madrid (España), donde la vegetación potencial (bosques esclerófilos de encina y quejigo) ha sido sustituida por una escasa vegetación de herbáceas debido a la acción humana a lo largo de los años.

El clima de esta región es mediterráneo semiárido continental, con escasas precipitaciones (la media es de 400 mm/año). Los materiales geológicos de la zona son sedimentarios (margas, calizas y yesos laminares).

La propia naturaleza del material, el carácter semiárido de la zona, la escasa vegetación y su posición topográfica (pendientes acusadas), entre otros factores, han provocado la presencia de estos suelos con baja a moderada evolución edáfica y muy susceptibles a la erosión.

Materiales

Los suelos del área de estudio se clasifican como Leptosoles Rendsicos (FAO-UNESCO, 1990) y atendiendo a su capacidad potencial de uso agrícola, estos suelos se encuadran dentro de la subclase DE, correspondiente a suelos no susceptibles de utilización agrícola, en los que la erosión es el principal problema (CAM 1990).

El biosólido (B) utilizado en la experiencia procede de la planta depuradora de aguas residuales de La China (Madrid), que son fundamentalmente de origen urbano y corresponde a un lodo de digestión anaeróbica. El residuo sólido urbano (RSU) proviene de la planta de tratamiento de residuos de Valdemingómez (Madrid) y corresponde a la fracción orgánica compostada de las basuras domésticas.

La especie vegetal estudiada es *Thymus zygis* subsp. *sylvestris*, especie muy abundante en la zona. Esta planta es preferentemente basófila, encontrándola con frecuencia sobre calizas, margas o suelos yesíferos. Presenta buena resistencia a las heladas y a la sequedad prolongada, siendo una planta pionera y heliófila, que coloniza rápidamente los lugares abiertos y desprovistos de vegetación. Esta planta aromática es considerada una de las especies de mayor interés comercial y volumen de aprovechamiento en la Península Ibérica con base en la obtención de aceites esenciales, la herboristería y la pro-

ducción de miel, formando parte de la dieta mediterránea (Torrente 1985).

Metodología

El trabajo se ha desarrollado en una ladera de un monte bajo con pendiente moderada (8-10 %). Ésta se dividió en cuatro bloques situados a alturas diferentes a lo largo de la ladera del monte. Cada bloque fue dividido en tres parcelas de 3 m de longitud y 20 m de anchura, separadas entre sí por pasillos y zanjas para evitar contaminaciones (pasillos entre parcelas y zanjas entre bloques). En marzo de 1997 se aplicaron en superficie los siguientes tratamientos: 0. 80 Mg ha^{-1} de B y 80 Mg ha^{-1} de RSU. La distribución de las parcelas dentro de los bloques fue al azar. En 1998, al año de la aplicación de los residuos, se recogieron muestras de suelo a dos niveles de profundidad (nueve submuestras por parcelas) y tres plantas enteras de tomillo por cada parcela.

Las muestras de suelo homogeneizadas, fueron secadas al aire y se tamizaron (2 mm) y las del material vegetal fueron lavadas abundantemente con agua destilada, secadas en estufa a 60º C y molidas finamente para su análisis.

En las muestras de suelo se ha realizado una extracción secuencial química de los metales pesados empleando la metodología de especiación propuesta por Tessier *et al.* (1979). Se obtuvieron cinco fracciones: FI (soluble y/o de cambio), mediante extracción con $MgCl_2$ 1M durante una hora. Los metales extraídos en esta fracción corresponderían a las formas más fácilmente disponibles. FII (soluble en ácido), mediante extracción con CH_3COONa 1M (ajustada a pH 5.0 con CH_3COOH) durante cinco horas. Esta extracción disuelve tanto los metales adsorbidos específicamente como la fase carbonatada. Sin embargo, estudios previos realizados en suelos con elevados contenidos en carbonatos, como los aquí estudiados, han mostrado que la extracción de la fracción carbonatada es incompleta, quedando parte de los carbonatos en el residuo tras la finalización de esta etapa del fraccionamiento (Illera *et al.* 2000). FIII (asociada a oxihidróxidos de Fe y Mn) mediante extracción con $NH_2OH{\bullet}HCl$ en CH_3COOH al 25 % (v/v) a 96 ºC con agitación ocasional durante seis horas. En esta fracción se extraen los metales asociados a oxihidróxidos de Fe y Mn reducibles, así como las fracciones de metal asociadas a carbonatos que permanecen en la fase sólida del suelo tras la extracción de la etapa anterior. FIV (asociada a materia orgánica y/o sulfuros), mediante extracción con HNO_3 0.02M y H_2O_2 al 30% (ajustada a pH 2 con HNO_3) en baño de agua a 85 ºC durante dos horas; posteriormente adición de H_2O_2 30 % y extracción durante 3 horas y finalmente extracción con NH_4OAc en HNO_3 20 % (v/v) durante 30 minutos a temperatura ambiente. En esta etapa se disuelven los metales ligados a la fracción orgánica, sulfuros y otras especies oxidables del suelo. FV (residual), mediante digestión ácida con HF-$HClO_4$ conc. En esta fracción se disuelven los metales incluidos en minerales detríticos silicatados, sulfuros resistentes y asociados a pequeñas cantidades de materia orgánica y óxidos minerales resistentes a las etapas anteriores (Tessier *et al.* 1979).

Los contenidos totales de metales pesados fueron estimados como suma de las diferentes fracciones del proceso de especiación. Se decidió utilizar este procedimiento tras comparar, en algunas muestras de suelo de este estudio, los contenidos de metal calculados mediante suma de fracciones del procedimiento secuencial con los obtenidos tras digestión total de las muestras con HF-HNO_3-$HClO_4$. En todos los casos se obtuvieron recuperaciones dentro del rango de ±10% del contenido total.

En el tejido vegetal se determinaron los contenidos totales en metales pesados de la parte aérea y de la raíz, separadamente, mediante digestión ácida con HNO_3 y $HClO_4$ concentrados.

Los contenidos de metales pesados en los residuos (B y RSU) fueron determinados tras digestión con agua regia según procedimiento empleado por Walter *et al.* (1989).

Los metales pesados del suelo en los respectivos extractos y de los tejidos vegetales se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica en un equipo Perkin-Elmer 4000, utilizando horno de grafito (Perkin-Elmer HGA-70) cuando el contenido de los metales así lo requería.

Todas las extracciones se llevaron a cabo por duplicado. Para la determinación de los contenidos de metal extraídos en las distintas fracciones del procedimiento secuencial químico, se prepararon disoluciones patrón de cada metal con los mismos reactivos utilizados en cada etapa con objeto de minimizar los efectos de matriz. Se utilizó un blanco para correcciones de fondo en cada etapa de extracción. Con objeto de verificar la sensibilidad de detección del equipo bajo las condiciones instrumentales utilizadas, se estimó el límite de detección como la concentración que origina una señal neta igual a tres veces la desviación estándar del blanco.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Metales pesados en los residuos

Zn, Pb y Cu son los metales que presentaron una mayor concentración en ambos materiales residuales (**Tabla I**). El biosólido (B) presenta mayores contenidos en Cr, Pb y Zn que el RSU, mientras que los contenidos en Cd, Cu y Ni son superiores en el RSU. Basándose en estos contenidos, ambos residuos pueden considerarse aptos para la agricultura según las normativas española y europea que regulan la utilización de biosólidos en agricultura (**Tabla I**). Con relación a los niveles determinados de Cu y Pb, el RSU utilizado, siguiendo la clasificación de Genevini *et al.* (1997) co-

TABLA I. CONTENIDO EN METALES PESADOS (mg kg^{-1}) EN LOS RESIDUOS (BIOSÓLIDO Y RSU) Y VALORES MÁXIMOS PERMITIDOS DE METALES PESADOS (mg kg^{-1}) EN LODOS QUE SE DESTINAN A SUELOS AGRÍCOLAS SEGÚN LA NORMATIVA DE DIFERENTES PAÍSES

Metales	Biosólido	RSU	España (BOE 1990)	CEE (1986)	USEPA (1993)
Cd	0.61	1.50	20 - 40	20 - 40	85
Cr	48.5	32.9	1000 - 1500	-	3000
Cu	174	203	1000 - 1750	1000 - 1750	4300
Ni	15.3	21.6	300 - 400	300 - 400	420
Pb	252	191	750 - 1200	750 - 1200	840
Zn	445	335	2500 - 4000	2500 - 4000	7500

rrespondería a uno de calidad aceptable para uso agrícola con presencia de contaminantes.

Metales pesados totales en el suelo testigo y en los suelos enmendados con los residuos

Los contenidos totales, expresados como suma de fracciones del proceso secuencial de extracción química, se muestran en la **Tabla II**. En el nivel superficial (0-15 cm) del suelo testigo, la secuencia de concentraciones en metales pesados es Zn > Cr > Pb > Cu > Ni > Cd. El nivel subsuperficial (15-30 cm) presenta contenidos más elevados con respecto al nivel superficial en Cr, Cu, Ni y Zn, probablemente como consecuencia de la mayor concentración de estos metales en el material originario (calizas y margas) que aflora en este nivel de profundidad. La secuencia de concentración a nivel subsuperficial (15-30 cm) es Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Cd.

Al año de la aplicación en superficie de los residuos se observa el incremento generalizado en los contenidos de todos los metales pesados con respecto al testigo, siendo este incremento más acusado en el nivel superficial (0-15 cm) y en el suelo tratado con RSU. El nivel superficial del suelo enmendado con este residuo duplica ampliamente los contenidos de Cu, Cd y Pb respecto al suelo testigo, lo que se pone de manifiesto por las relaciones expuestas en la **Tabla II**, mientras que en los suelos tratados con B este fuerte incremento se refleja únicamente en los contenidos de Cu en el nivel superficial.

Asimismo es destacable la modificación de las secuencias de los niveles de metales pesados en los suelos tratados con residuos respecto al suelo sin enmendar (testigo), tanto en el nivel superficial como subsuperficial, en las que el Pb pasa a ser el metal que presenta la mayor concentración después del Zn, lo que pone de manifiesto una notable incorporación de Pb por parte de los residuos al año de la aplicación, así como la

TABLA II. CONTENIDOS TOTALES (mg kg^{-1}) DE METALES PESADOS EN EL SUELO TESTIGO Y EN LOS SUELOS TRATADOS CON BIOSÓLIDOS ($Suelo_{biosólido}$) y RSU ($Suelo_{RSU}$)

Metales	Profund. (cm)	Testigo mg kg^{-1}	($Suelo_{biosólido}$) mg kg^{-1}	(1)	($Suelo_{RSU}$) mg kg^{-1}	(2)
Cd	0-15	1.70	2.66	1.6	3.94	2.3
	15-30	2.55	3.32	1.3	2.96	1.2
Cr	0-15	69.0	70.9	1.0	70.0	1.0
	15-30	92.8	93.6	1.0	95.2	1.0
Cu	0-15	32.7	69.7	2.1	81.4	2.5
	15-30	65.3	71.8	1.1	75.4	1.2
Ni	0-15	24.8	28.9	1.2	25.6	1.0
	15-30	23.3	29.0	1.2	26.1	1.1
Pb	0-15	60.4	97.1	1.6	124	2.1
	15-30	50.5	98.3	2.0	101	2.0
Zn	0-15	109	159	1.5	189	1.7
	15-30	123	163	1.3	113	0.9

(1) Relación metal en suelo enmendado con biosólido / suelo testigo
(2) Relación metal en suelo enmendado con RSU / suelo testigo

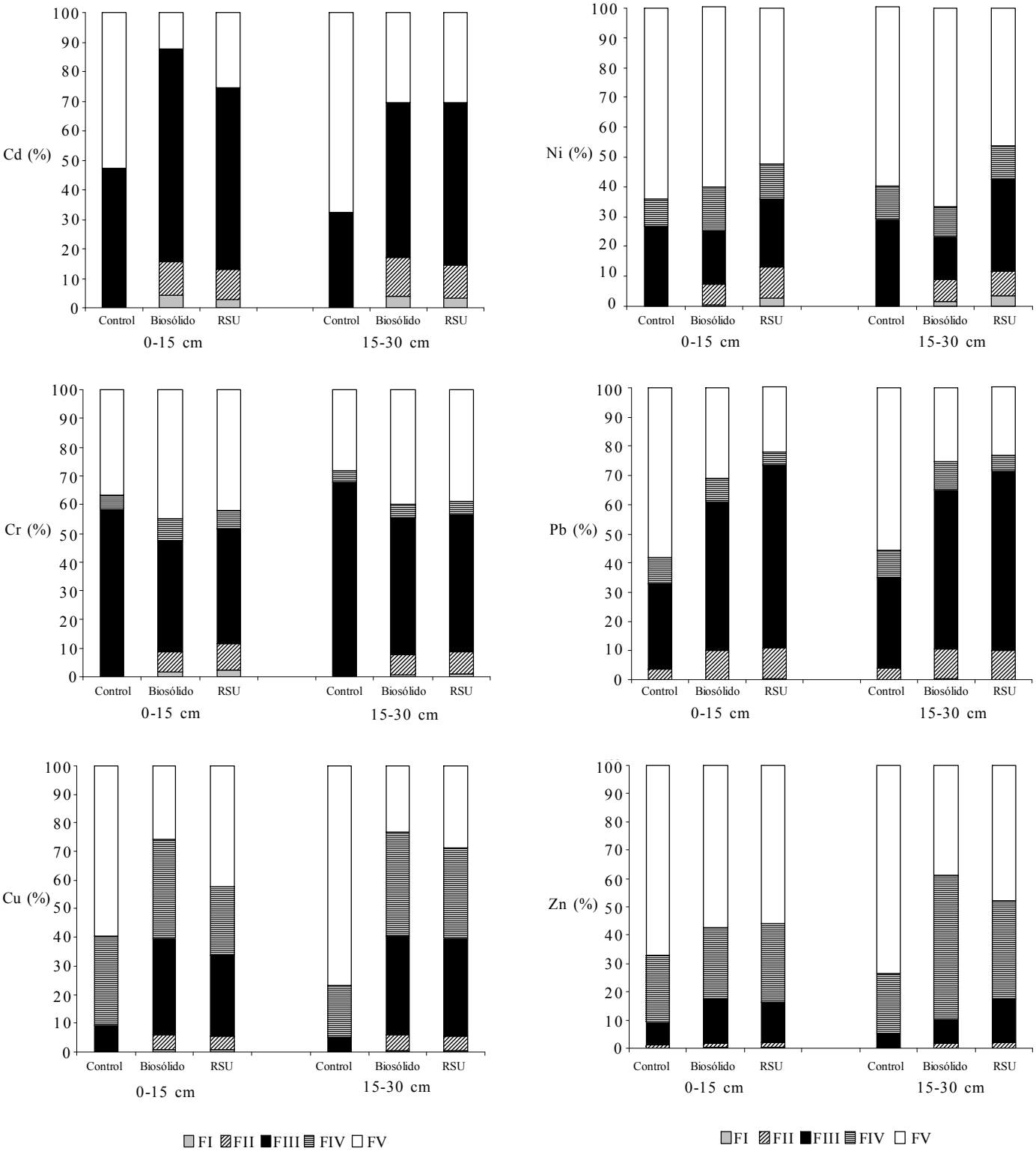


Fig. 1. Distribución de metales pesados en las distintas fracciones del procedimiento secuencial químico en suelos testigos y tratados con biosólido (B) y residuo sólido urbano (RSU). FI: soluble y/o de cambio; FII: soluble en ácido; FIII: asociada a oxihidróxidos de Fe y Mn; FIV: asociada a materia orgánica y/o sulfuros; FV: residual

parcial movilización del mismo hacia capas más profundas del suelo (15-30 cm).

La aplicación de los residuos no sólo aumenta el contenido y modifica las secuencia de los metales pesados totales en el suelo sino que cambia la distribución de los mismos en las distintas fases sólidas del suelo (**Fig. 1**),

TABLA III. CONTENIDOS EN METALES PESADOS (mg kg^{-1}) EN *Thymus zygis* DESARROLLADOS EN SUELOS TESTIGOS Y TRATADOS CON BIOSÓLIDOS ($Suelo_{biosólido}$) y RSU ($Suelo_{RSU}$) E INTERVALO DE CONCENTRACIONES EN PLANTAS DE CULTIVO Y HERBÁCEAS (Kabata-Pendias y Pendias 1984)

	Testigo		$Suelo_{biosólido}$		$Suelo_{RSU}$			
Metal	Raíz	P. Aérea	Raíz	P. Aérea	Raíz	P. Aérea	Cultivos	Herbáceas
Cd	0.10	0.40	0.61	0.84	0.50	0.32	0.47	0.07-0.27
Cr	0.83	1.31	1.20	2.03	1.12	2.34	0-0.52	0.11-0.35
Cu	7.72	8.04	11.1	8.43	17.3	13.1	-	7.4-15.0
Ni	0.62	3.30	1.24	1.81	1.13	1.93	0.5-3.5	0.1-1.7
Pb	1.71	1.92	2.31	2.10	1.64	2.01	0.17*	0.1-10.0
Zn	9.73	173	16.9	186	20.6	186	>400**	12.0-47.0

*Valores medios (mg kg^{-1}). **Toxicidad en cultivos

en las dos profundidades muestreadas, si bien estas modificaciones son más notables en unos metales que en otros. Mientras que en el suelo testigo la fracción residual es la predominante para todos los metales estudiados con la excepción de Cr, lo que indica un origen litogénico para estos elementos. La aplicación de los materiales residuales al suelo provoca un incremento generalizado de las fracciones más disponibles (fracciones I a IV) con respecto a la residual, confirmando que los metales aportados por los residuos, al menos a corto plazo, adoptan formas no residuales de acuerdo con Sims y Kline (1991) y Sposito y Chang (1982). Es destacable el incremento generalizado para todos los metales de las fracciones más lábiles (fracción I, soluble y/o cambiable ó fracción II, metales desorbibles a pH 5), aumentando su disponibilidad en el suelo. Asimismo se pone de manifiesto un incremento de fracciones de moderada disponibilidad tales como la fracción III (metales asociados a oxihidróxidos de Fe y Mn) para Cd, Cu, Pb y Zn y de la fracción IV (metales asociados a materia orgánica) para Zn, lo que puede suponer el incremento de la biodisponibilidad de dichos metales a más largo plazo o ante un cambio de condiciones ambientales (pH, potencial redox, humedad, etc.).

Metales pesados en la vegetación

Al año de la aplicación de los residuos se observó un cambio considerable en la vegetación autóctona, con el aumento de las especies anuales y la disminución de las perennes (Walter *et al.* 2000). Estos resultados son similares a los obtenidos por Biondini y Redente (1986) que registraron la disminución de la diversidad de especies vegetales en presencia de altos niveles nutritivos. No obstante, a pesar del decremento del número de plantas de tomillo en las parcelas enmendadas con los residuos, éstas presentaban mayor porte que las desarrolladas en las parcelas sin enmendar, poniendo en evidencia el mayor aporte de nutrientes por parte de los residuos, sin olvidar las mejoras físicas y biológicas que pudieran haberse producido (García 1999).

Los contenidos en metales pesados en raíz y parte aérea de *Thymus zygis* desarrollados en suelos testigos y tratados, aparecen en la **Tabla III**. En todos los tratamientos el Zn fue el elemento mayoritario, tanto en la raíz como en la parte aérea, situándose los contenidos de los metales pesados estudiados en general en el intervalo de niveles registrados por la literatura para plantas herbáceas y cultivos en general. Sin embargo, es destacable la concentración de Zn en la parte aérea del tomillo, siendo superior a los valores comunes citados en la bibliografía aunque no sobrepasa el valor de toxicidad estimado para Zn en plantas de cultivo (> 400 mg kg^{-1}) (Kabata-Pendias y Pendias 1984).

Las plantas de tomillo desarrolladas en suelos testigo presentan la siguiente secuencia de concentración de metales: Zn>Cu>Cr>Pb>Ni>Cd y Zn>>Cu>Cr>Ni>Pb>Cd para raíz y parte aérea, respectivamente. Mientras que la concentración de Cu fue ligeramente superior en la parte aérea del tomillo, los contenidos de Zn en la parte aérea fueron muy superiores a los de la raíz (173 mg kg^{-1} frente a 9.73 mg kg^{-1}). Normalmente, los elementos que se consideran esenciales para el crecimiento de la planta presentan mayor tendencia a la movilidad hacia la parte aérea y los metales no esenciales y/o tóxicos se suelen acumular en las raíces (Streit y Stumm 1993). Esto se puso de manifiesto en el caso del Zn ya que se trata de un metal esencial para la planta al igual que el Cu y muy móviles en el interior de la misma (Streit y Stumm 1993, Welch 1995).

Los contenidos en metales pesados en las plantas desarrolladas en las parcelas tratadas con los residuos, presentaron valores ligeramente superiores en ambos tejidos vegetales, con la excepción del Ni en la parte aérea, siendo este incremento más pronunciado para Cd, Cu y Zn en la raíz (**Tabla IV**). Dicho incremento puede relacionarse tanto con los mayores contenidos de metales en el suelo tratado, como por el mayor grado de disponibilidad de los mismos manifestado por el procedimiento de

TABLA IV. RELACIÓN ENTRE LOS CONTENIDOS DE METALES PESADOS EN RAÍZ Y PARTE ÁEREA DE TOMILLOS DESARROLLADOS EN SUELOS TRATADOS CON BIOSÓLIDOS (*Thymus*$_{biosólido}$) Y CON RESIDUO SÓLIDO URBANO (*Thymus*$_{RSU}$) RESPECTO A LOS DESARROLLADOS EN SUELOS TESTIGO (*Thymus*$_{testigo}$)

	Thymus$_{biosólido}$ / *Thymus*$_{testigo}$		*Thymus*$_{RSU}$ / *Thymus*$_{testigo}$	
Metal	Raíz	Parte aérea	Raíz	Parte aérea
Cd	6.1	2.1	5.0	0.8
Cr	1.4	1.5	1.3	1.8
Cu	1.4	1.1	2.2	1.6
Ni	2.0	0.6	1.8	0.6
Pb	1.3	1.1	1.0	1.0
Zn	1.7	1.1	2.1	1.1

extracción secuencial anteriormente comentado (**Fig.1**). Como se puede observar en esta figura la mayoría de los metales en los suelos tratados con los residuos presentan mayor concentración de éstos en las fracciones más disponibles o sea de la FI a la FIV.

Asimismo se observa la influencia del Pb aportado por los residuos en la modificación de las secuencias de concentración de los metales tanto en la raíz como en la parte aérea de las plantas de tomillo desarrolladas en las parcelas enmendadas con respecto a la parcela testigo. En la raíz, el Pb pasa a ser el tercer metal estudiado con mayor concentración después del Zn y del Cu tanto en plantas de tomillo desarrolladas en suelo enmendado con B como con RSU. En la parte aérea las concentraciones de Pb son ligeramente superiores en las plantas de tomillo desarrolladas en el suelo tratado con B (secuencia Zn>>Cu>Pb≅Cr>Ni>Cd) que en las desarrolladas en las parcelas tratadas con RSU (Zn>>Cu>Cr>Pb>Ni>Cd), siendo en todos los casos ligeramente superiores a los niveles presentados por las plantas de tomillo desarrolladas en las parcelas testigo, si bien se mantiene la tendencia a la mayor retención del Pb en las raíces.

CONCLUSIONES

Al año de la aplicación de los residuos se puede constatar un cambio generalizado en el contenido, en la secuencia y en la distribución de las diferentes fracciones químicas de los metales pesados analizados en los suelos tratados. Como consecuencia, los cambios producidos se ven reflejados en los contenidos de los metales pesados en las plantas de *Thymus zigis* desarrolladas en las parcelas enmendadas.

A pesar del elevado aporte de metales pesados que se aplican a las parcelas tratadas con los residuos orgánicos empleados, el contenido de metales pesados en las plantas de tomillo tanto en raíz como en la parte aérea no superan los límites considerados como tóxicos para plantas herbáceas, por lo que se podría esperar que éstos, al menos a corto plazo, no afecten al buen desarrollo de esta especie bajo las condiciones experimentales establecidas de suelo, clima, etc.

La aplicación del biosólido y del residuo sólido urbano a suelos degradados puede suponer por un lado la eliminación de estos residuos en una forma más conveniente con respecto al ambiente que otras opciones, tales como incineración, vertederos, etc. y por otro con su utilización se logra un mejor desarrollo vegetal con la consiguiente disminución de la erosión en suelos degradados, sin que se produzcan efectos perjudiciales en las plantas autóctonas. No obstante es necesario continuar con estos estudios para constatar que no se produzcan cambios en los resultados obtenidos a medio y/o largo plazo.

REFERENCIAS

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.

Biondini M.E. y Redente E.F. (1986). Interactive effect of stimulus and stress on plant community diversity in reclaimed lands. Recl. Reveg. Res. *4*, 211-222.

BOE (Boletín Oficial del Estado) (1990). Núm. 262, Real Decreto 1310/1990, España.

CAM (1990). Mapa de capacidad potencial de uso agrícola. Consejería de Agricultura y Cooperación de la Comunidad Autónoma de Madrid.

CEE (1986). Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Nº L 181/10.

Duggan B. y Wiles C. (1976). Effects of municipal compost and nitrogen fertilizer on selected soils and plants. Compost Sci. *17*, 24-31.

FAO-UNESCO (1990). Mapa Mundial de Suelos. World Soil Resources Report, 60. F.A.O. Roma.

García S. (1999). Evaluación de los efectos sobre la vegetación de la aplicación de residuos orgánicos en un suelo semiárido degradado de la Comunidad de Madrid. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid.

Genevini F., Adani F., Borio D. y Tambone F. (1997). Heavy metal content in selected European commercial composts. Comp. Sci. Util. *5*, 31-39.

Illera V., Walter I., Souza P. y Cala V. (2000). Short-term effects of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metals distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. Sci. Total Environ. *255*, 29-44.

Kabata-Pendias A. y Pendias H. (1984). *Trace elements in soil and plants*. CRC Press, Boca Ratón, 315 p.

Li Z. y Shuman L.M. (1996). Heavy metal movement in metal-contaminated soil profiles. Soil Sci. *161*, 656-666.

McBride M.B. (1995). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? J. Environ. Qual. *24*, 5-18.

Rasiah V., Biederbeck V.O., Curtin D. y Zentner R.P. (1997). Parameterizing temporal changes in agregation in a sludge amended soil. Soil Sci. Soc. Am. J. *61*, 579-588.

Sims J.T. y Kline J.S. (1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. J. Environ. Qual. *20*, 387-395.

Sloan J.J., Dowdy R.H., Dolan M.S. y Linden D.R. (1997). Long-term effects of biosolids applications on heavy metal bioavailability in agricultural soils. J. Environ. Qual. *26*, 966-974.

Sposito G. y Chang A.C. (1982): Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in soils phases. Soil Sci. Soc. Am. J. *46*, 260-264.

Streit B. y Stumm W. (1993). Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants. En: *Plants as biomonitors, indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. (B. Markert, Ed.). Weinheim, VCH, pp. 31-62.

Tessier A., Campbell P.G.C. y Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. *51*, 844-851.

Torrente F. (1985). El tomillo, aprovechamiento y cultivo. Hojas divulgadoras del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Tsadilas C.D., Matsi T., Barbayiannis N. y Dimoyiannis D. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. Comm. Soil Sci. Plant Anal. *26*, 2603-2612.

USEPA (1993). Standards for the use or disposal of sewage sludge. Fed. Reg. *58*, 210-238.

Walter I., Miralles R., Funes E. y Bigeriego M. (1989). Caracterización de los lodos residuales de las estaciones depuradoras del plan de saneamiento integral de Madrid PSIM. Invest. Agropec. Prod. Prot. Veg. *4*, 377-392.

Walter I., Miralles R. y Bigeriego M. (1992). Efecto de un compost de lodo residual sobre el rendimiento y contenido de Cd y Ni en diversos cultivos. Suelo y Planta, *2*, 675-684.

Walter I., Bigeriego M. y Calvo R. (1994). Efecto fertilizante y contaminante de lodos residuales en la producción de trigo en secano. Inv. Agrar. Produc. Protec. Veg. *9*, 501-507.

Walter I., Cuevas G., García S. y Martínez F. (2000). Biosolid effects on soil and native plant production in a degraded semiarid ecosystem in central Spain. Waste Manag. Res. *18*, 259-263.

Welch R.M. (1995). Micronutrient nutrition of plants. Crit. Rev. Plant Sci. *14*, 49-82.