

## MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DEL FÓSFORO EN UN ANTROSOL DEL SURESTE ESPAÑOL (ALICANTE) ENMENDADO CON LODO DE DEPURADORA

M.B. ALMENDRO-CANDEL, J. NAVARRO-PEDREÑO, M.M. JORDÁN-VIDAL, I. GÓMEZ-LUCAS

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Edificio Torreblanca. Avda. de la Universidad s/n. 03202 Elche (Alicante). e-mail: mb.almendro@umh.es

**Abstract.** The precipitation of calcium phosphates slightly soluble in calcareous soils makes diminish the bioavailability of this macronutrient, that is why it is necessary the use of fertilizers. The sludge from the waste water treatment not only contributes with important quantities of phosphorus, but also reduce the pH, increasing the availability. The loss of these nutrients can contaminate underground waters. In order to evaluate the mobility of the phosphorus a study was realized in columns of soil in those who different doses of residue were applied. The pH was analyzed, which diminishes even in 0,76 units, assimilable and soluble phosphorus in intervals of 15 cm of depth, obtaining, respectively, maximum values of 251 mg P·kg<sup>-1</sup> d.m. and 1355 µg P·kg<sup>-1</sup> d.m., as well as the phosphorus in the leachates at the end of the columns, that the value of 98 µg P·L<sup>-1</sup> was not overcome.

**Key Words:** assimilable phosphorus, soluble phosphorus, pH, sewage sludge, calcareous soil

**Resumen.** La precipitación de fosfatos de calcio poco solubles en suelos calizos hace disminuir la biodisponibilidad de este macronutriente, por lo que se hace necesaria su incorporación a través de fertilizantes. Los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales urbanas no sólo aportan cantidades importantes de fósforo, sino que también contribuyen a reducir el pH, aumentando su biodisponibilidad. La pérdida de parte de estos nutrientes por lavado puede llegar a contaminar aguas subterráneas. A fin de evaluar la movilidad del fósforo se realizó un estudio en columnas con suelo en las que se aplicaron diferentes dosis de residuo. Se analizó el pH, que llegó a disminuir hasta en 0,76 unidades, fósforo asimilable y soluble en intervalos de 15 cm de profundidad, obteniendo, respectivamente, valores máximos de 251 mg P·kg<sup>-1</sup> m.s. y 1355 µg P·kg<sup>-1</sup> m.s., así como el fósforo en las aguas lixiviadas recogidas al final de las columnas que no superó el valor de 98 µg P·L<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** Fósforo asimilable, fósforo soluble, pH, lodo de depuradora, suelo calizo.

### INTRODUCCIÓN

En los últimos años la necesidad de depurar las aguas residuales ha llevado a la puesta en marcha de un gran número de estaciones de depuración. Esto ha conducido

a un aumento en la producción de lodos de depuradora y a la búsqueda de usos para este residuo.

Uno de los destinos más habituales de estos subproductos es su aplicación como enmienda a suelos agrícolas, en la medida

en que su incorporación posibilita la mejora de sus propiedades físicas, químicas y microbiológicas (Melo *et al.*, 2002). Sin embargo, su incorporación al suelo no está exenta de riesgos o inconvenientes medioambientales, como consecuencia de la posible presencia de compuestos orgánicos difícilmente degradables, metales pesados (Veeresh *et al.*, 2003), microorganismos, exceso de nutrientes y movilidad de iones o sustancias potencialmente contaminantes (Almendro *et al.*, 2002). En este sentido, el uso de lodos de depuradora como fertilizantes podría inducir problemas de contaminación de aguas por nitratos y fosfatos, ya que la escorrentía del suelo puede contaminar aguas superficiales o incluso transportar dichos iones atravesando estratos geológicos profundos hasta alcanzar los acuíferos (Sauerbeck, 1986).

El fosfato puede ser retenido en el suelo a través de adsorción y precipitación, dependiendo la magnitud de este proceso de varios factores, entre los que se incluyen el pH de la disolución en equilibrio, la competitividad aniónica y la presencia de óxidos hidratados e hidróxidos de hierro y aluminio, como la goethita ( $\alpha\text{-FeO}\cdot\text{OH}$ ) y la gibsita ( $\gamma\text{-Al(OH)}_3$ ), respectivamente (Goldberg y Glaubig, 1988; Jacobs *et al.*, 1970). Existe en la bibliografía consultada poca información relativa a la movilidad de este elemento en suelos con elevados contenidos en carbonato cálcico. No obstante, se han hallado trabajos relevantes relativos a cinéticas de adsorción-desorción de fósforo en suelos calcáreos (Shaviv y Shachar, 1989; Brar y Cox, 1991; James *et al.*, 1996; Zhou y Li, 2001; Akhatar *et al.*, 2002).

El presente trabajo tiene como principal objetivo comprobar, mediante un estudio en laboratorio, la posibilidad de desplazamiento del P a través de la zona no saturada, por el riesgo consecuente de contaminación de los acuíferos. Experimentos similares se han desarrollado para evaluar el movimiento potencial de metales pesados en suelos en que se aplicó lodo en superficie (Emmerich

*et al.*, 1982; Navarro-Pedreño *et al.*, 2003), para estudiar la capacidad de retención de nutrientes procedentes de aguas residuales (Tam y Wong, 1994; Almendro *et al.*, 2002), entre otros.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó bajo condiciones ambientales controladas en el interior de un invernadero (temperatura de 20°C y 50% de humedad relativa). La experimentación se basó en un estudio usando columnas. Para ello, a partir de tubería de PVC de 10,5 cm de diámetro interno cortada en trozos de 15 cm de longitud, se construyeron 48 columnas de 60 cm de altura (profundidad que delimita la acción radicular para la mayoría de las plantas de interés agronómico).

Cada columna está constituida por cuatro secciones diferenciadas de 15 cm: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm y 45-60 cm, similares a las empleadas por Palazzo y Reynolds (1991), Trudgill *et al.* (1991) y Almendro *et al.* (2001), que las utilizaron para estudiar el movimiento de formas nitrogenadas en el perfil del suelo. Estas secciones nos permitieron el estudio diferenciado de la movilidad del P a través del suelo.

Al final de las columnas se situó un recipiente con tapa convenientemente adaptada para recoger el agua infiltrada a través del suelo (lixiviados).

Se realizaron tres tratamientos según la cantidad de lodo aplicada (LB: 30.000 kg·ha<sup>-1</sup>, LM: 90.000 kg·ha<sup>-1</sup> y LA: 180.000 kg·ha<sup>-1</sup>) y un ensayo en blanco o tratamiento testigo (L0).

El lodo utilizado en este experimento, cuyas características aparecen en la tabla 1, procede de la planta de tratamiento de aguas residuales situada en las proximidades de Cocentaina (Alicante). Fue aplicado superficialmente y mezclado con el suelo simulando la acción de arado, realizando una mezcla homogénea del mismo con los primeros 15

cm de suelo. Esta mezcla se colocó en la parte superior de la columna, sobre los 45 cm inferiores de suelo sin tratar, preparándose 12 columnas por cada tratamiento.

El suelo empleado para la realización de este experimento, cuyas características aparecen en las tablas 2 y 3, corresponde a un suelo agrícola no cultivado en la actualidad, procedente de un abancalamiento realizado

en una ladera de poca pendiente. Este suelo está alterado estructuralmente por la acción de la maquinaria encargada de la adecuación del terreno, por tanto, no hay una distinción clara de horizontes y posee características físico-químicas similares a lo largo del perfil, pudiendo corresponder a un Antrosol al ser un suelo bruto xérico no organizado, joven y fuertemente modificado por la acción antrópica.

TABLA 1. Composición del lodo (materia seca) de depuradora de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cocentaina-Alcoy.

Propiedad	Valor	IC*	Propiedad	Valor	IC
Humed. grav.	82	%	K	1,37	g/kg
M. org 500°C	59,8	%	Li	2,7	mg/kg
M. org oxid.	33,9	%	Mg	4,79	g/kg
C. oxid.	19,7	%	Mn	163	mg/kg
Al	11,33	g/kg	Mo	7	mg/kg
As	1,0	mg/kg	N	41,17	g/kg
B	83	mg/kg	Na	9,55	g/kg
Ba	529	mg/kg	Ni	290	mg/kg
Ca	55,72	g/kg	P	2375	mg/kg
Cd	41,1	mg/kg	Pb	101	mg/kg
Cr	49	mg/kg	Sr	463	mg/kg
Cu	411	mg/kg	Ti	23	mg/kg
Fe	34,35	g/kg	V	96	mg/kg
Hg	14	µg/kg	Zn	2261	mg/kg

\*IC: Intervalo de Confianza

TABLA 2. Características físico-químicas del suelo utilizado en la experiencia.

Textura: franco-arcillosa		
Arena $20 < \varnothing < 2000 \mu\text{m}$	26	%
Limo $2 < \varnothing < 20 \mu\text{m}$	34	%
Arcilla $\varnothing < 2 \mu\text{m}$	40	%
Color Munsell		
Muestra seca	blanco	10YR 8/1
Muestra húmeda	ligeramente gris	10YR 7/2
Propiedad	Valor	Unidades
pH	8,66	
C. E.	79,7	µS/cm
Caliza activa	19,8	%
CaCO <sub>3</sub> equival.	68	%
C. oxid.	2,0	g/kg
M. org oxid.	3,5	g/kg
N Kjeldhal	0,4	g/kg
P asimilable	15,67	mg/kg

TABLA 3. Elementos asimilables y análisis químico elemental del suelo utilizado en la experiencia.

Elemento	Valor	Unidades	Elemento	Valor	Unidades
Extraídos con acetato amónico			Extraídos con DTPA		
Ca	5,340	g/kg	Cu	0,40	mg/kg
K	0,155	g/kg	Fe	0,50	mg/kg
Mg	0,258	g/kg	Mn	1,00	mg/kg
Na	0,070	g/kg	Zn	0,18	mg/kg
<b>Elementos totales</b>					
Al	18,556	g/kg	Li	9,7	mg/kg
B	49,1	mg/kg	Mg	4,552	g/kg
Ba	59,6	mg/kg	Mn	137,2	mg/kg
Be	500	$\mu$ g/kg	Mo	2,0	mg/kg
Ca	236,3	g/kg	Na	0,395	g/kg
Cd	385	$\mu$ g/kg	Ni	18,2	mg/kg
Cr	21,2	mg/kg	P	96,5	mg/kg
Cu	9,7	mg/kg	Pb	11,0	mg/kg
Fe	9,997	g/kg	Sr	404,4	mg/kg
K	3,188	g/kg	Zn	36,2	mg/kg
Hg	< 0,001	mg/kg			

Con el fin de establecer el mayor paralelismo entre condiciones reales y el experimento, se sometió a los suelos contenidos en las columnas a un aporte de agua cada siete días, equivalente a 100 mm semanales (condiciones de pluviosidad en época de máxima abundancia de lluvias en la zona de origen del suelo).

El aporte de agua se llevó a cabo mediante un dispositivo que simulaba una lluvia de corta duración o un sistema de riego por inundación que cubre la superficie y después percola en el suelo. Durante la experiencia se realizaron 17 riegos, correspondientes a un total de 1700 mm, lo que puede asociarse a la entrada total de agua de riego en período de cultivo de hortalizas.

Se realizaron cuatro tomas de muestra de suelo y aguas lixiviadas durante la experimentación con un intervalo de tiempo de un mes entre cada una de ellas. En cada uno de los muestreos se escogieron al azar tres columnas por cada tratamiento y por el ensayo en blanco, es decir, un total de 12 columnas que fueron separadas por horizontes objeto de estudio. En cada uno de ellos se analizó pH, P asimilable y soluble.

El pH se mide en suspensión de suelo en agua desionizada, en una relación 1:2,5 (p/V).

Se emplea el método de Burriel-Hernando (1974) para el análisis de fósforo asimilable en el suelo, por su gran sensibilidad para suelos calizos de pH alcalino (disolución extractora a partir de  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{MgCO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y ácido acético, pH entre 3,2 y 3,3). El fósforo soluble se determinó con una extracción con agua desionizada (1:5, p/V). Una vez realizada la extracción, se determina el fósforo mediante la formación de un compuesto fosfomolibdico que es reducido en presencia de ácido ascórbico, en medio ácido, con medición por colorimetría a 825 nm (Díez, 1982). Las aguas lixiviadas se analizaron con el mismo método.

Se utilizó el test ANOVA para evaluar la significación estadística de los resultados, analizando tanto el efecto de los tratamientos como el de la profundidad sobre los parámetros analizados (\*, \*\*, \*\*\* indican significación a nivel de  $p=0,05$ ,  $0,01$  y  $0,001$  respectivamente; ns: no significativo). También se indica el intervalo de confianza a  $p=0,05$  para justificar la diferencia entre tratamientos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se aprecia una disminución del pH con el aumento de la aplicación de lodo (Tabla 4). Esta disminución es más apreciable donde se aplicó el lodo, en los primeros quince centímetros de suelo, donde el pH del tratamiento control (8,67) llega a disminuir hasta 0,76 unidades en el tratamiento con mayor dosis de lodo (7,91). Con el paso del tiempo se observa una tendencia en los suelos tratados a aumentar su pH, debido a que el efecto del lodo va disminuyendo.

Con la presencia de lodo se observa un aumento significativo del fósforo asimilable en el horizonte superficial (Tabla 5), aumentando desde 17,05 mg·kg<sup>-1</sup> m.s. en el control hasta 163,82 mg·kg<sup>-1</sup> m.s. en el tratamiento con mayor aplicación de lodo. En el control no se aprecia variación con la profundidad, mientras que en los tratamientos fertilizados con el residuo aparece disminución del contenido de fósforo asimilable. En el nivel superficial de las columnas tratadas parece haber un aumento con el tiempo hasta el tercer muestreo, disminuyendo en el cuarto.

En relación con la disponibilidad de P motivada por la adición de lodo al suelo, los valores obtenidos son relevantes ya que en suelos calizos se puede producir la precipitación de P como fosfato cálcico (fosfatos monocálcicos hasta hidroxapatito) disminuyendo su posible absorción por las plantas. La biodisponibilidad de P en suelos calizos está, a menudo, limitada por la formación de fosfatos de calcio secundarios de baja solubilidad (O'Connor *et al.*, 1986).

No hay tendencia clara de variación del P soluble con la profundidad y con el tiempo, quizás se puede indicar una cierta disminución de su extractabilidad en los horizontes 15-30 cm y 45-60 cm con el tratamiento (Tabla 6). En el horizonte superficial del tratamiento de mayor dosis (LA) se aprecia un aumento considerable en los tres últimos muestreos con respecto a los otros tratamientos. Este hecho indica la presencia de compuestos solubles de P, bien por la presencia de algún fosfato de Fe o de Al lábiles, o compuestos de calcio más solubles como el fosfato monocálcico. En ningún caso los valores obtenidos son muy elevados.

TABLA 4. pH en cada horizonte y tratamiento.

Muestreo	Prof.	Tratamiento								F-ANOVA
		LO		LB		LM		LA		
		Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	
1	15	8,67	0,15	8,29	0,17	8,01	0,07	7,91	0,11	121,85 ***
	30	8,67	0,20	8,50	0,05	8,28	0,08	8,29	0,17	33,35 ***
	45	8,63	0,10	8,48	0,12	8,38	0,05	8,44	0,06	27,20 ***
	60	8,55	0,15	8,47	0,06	8,37	0,04	8,44	0,15	8,30 **
F-ANOVA		2,36 ns		14,45 **		143,96 ***		66,69 ***		
2	15	8,80	0,07	8,46	0,06	8,22	0,13	8,15	0,15	133,78 ***
	30	8,78	0,17	8,59	0,01	8,49	0,12	8,44	0,07	36,11 ***
	45	8,70	0,21	8,61	0,10	8,52	0,06	8,47	0,07	12,04 **
	60	8,58	0,09	8,59	0,05	8,50	0,11	8,46	0,10	7,94 **
F-ANOVA		9,03 **		19,49 ***		30,76 ***		41,27 ***		
3	15	8,78	0,12	8,54	0,21	8,40	0,10	8,19	0,15	50,62 ***
	30	8,75	0,07	8,69	0,05	8,68	0,10	8,34	0,10	94,92 ***
	45	8,78	0,05	8,74	0,03	8,77	0,10	8,60	0,08	27,89 ***
	60	8,82	0,09	8,77	0,25	8,76	0,13	8,60	0,10	6,16 *
F-ANOVA		1,96 ns		7,15 *		38,46 ***		62,61 ***		
4	15	8,86	0,02	8,57	0,06	8,45	0,14	8,21	0,08	187,57 ***
	30	8,92	0,08	8,67	0,09	8,54	0,05	8,43	0,12	105,82 ***
	45	8,87	0,26	8,62	0,12	8,57	0,06	8,53	0,05	19,76 ***
	60	8,86	0,17	8,63	0,00	8,50	0,05	8,50	0,02	63,84 ***
F-ANOVA		0,63 ns		5,21 *		6,43 *		66,42 ***		

TABLA 5. Contenido de P asimilable (método Burriel-Hernando) (mg/kg m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

Muestreo	Prof.	Tratamiento								F-ANOVA	
		LO		LB		LM		LA			
		Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.		
1	15	17,05	5,23	55,61	13,27	92,00	50,08	163,82	48,09	57,29	***
	30	20,97	5,91	23,73	5,93	25,71	10,99	24,72	10,15	1,04	ns
	45	15,47	3,38	15,47	3,68	14,29	9,74	15,47	0,84	0,21	ns
	60	15,47	1,69	18,02	8,06	13,11	0,84	12,91	3,87	5,08	*
	F-ANOVA	6,50 *		87,98 ***		38,24 ***		162,70 ***			
2	15	14,29	7,36	76,46	5,14	127,62	15,76	208,48	26,35	486,14	***
	30	16,54	2,16	19,41	12,54	24,31	6,89	22,51	15,28	1,96	ns
	45	17,83	4,47	15,66	4,22	15,47	7,36	13,92	7,28	1,32	ns
	60	14,29	8,57	15,27	1,46	13,70	5,54	14,68	3,87	0,27	ns
	F-ANOVA	1,49 ns		323,67 ***		583,23 ***		679,47 ***			
3	15	9,78	0,77	59,15	19,86	138,64	38,46	250,98	7,21	424,17	***
	30	9,57	3,04	23,34	6,93	37,31	11,82	58,19	32,20	25,75	***
	45	9,57	4,22	10,55	1,46	7,40	6,09	10,94	8,57	1,42	ns
	60	11,53	3,68	10,55	3,87	8,78	4,39	8,39	4,70	2,32	ns
	F-ANOVA	1,62 ns		84,71 ***		168,96 ***		821,72 ***			
4	15	4,65	1,46	50,88	14,37	76,49	27,54	161,65	46,94	101,04	***
	30	4,26	3,04	14,88	6,09	32,00	22,39	37,70	25,40	14,67	**
	45	5,63	2,23	4,06	2,93	4,45	0,84	4,85	2,23	1,73	ns
	60	4,85	5,54	3,47	2,93	6,03	2,23	4,26	2,23	1,74	ns
	F-ANOVA	0,53 ns		141,08 ***		65,91 ***		143,87 ***			

TABLA 6. Contenido de P soluble ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

Muestreo	Prof.	Tratamiento								F-ANOVA	
		LO		LB		LM		LA			
		Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.		
1	15	286	96	476	925	145	80	269	375	1,36	ns
	30	406	358	308	315	104	187	64	96	7,29	*
	45	425	536	176	63	224	241	195	205	2,49	ns
	60	428	249	165	42	147	164	147	67	13,95	**
	F-ANOVA	0,69 ns		1,62 ns		1,46 ns		2,72 ns			
2	15	632	203	567	317	432	142	1355	217	60,41	***
	30	698	381	675	586	636	708	366	498	1,41	ns
	45	375	508	704	448	501	539	581	397	1,56	ns
	60	655	438	757	529	523	792	290	150	2,67	ns
	F-ANOVA	2,47 ns		0,51 ns		0,37 ns		36,84 ***			
3	15	239	164	97	83	331	167	1264	735	34,32	***
	30	297	207	363	618	202	136	471	180	1,98	ns
	45	429	277	359	543	235	212	322	286	0,96	ns
	60	468	277	274	381	432	684	385	512	0,55	ns
	F-ANOVA	3,87 ns		1,38 ns		1,42 ns		15,55 **			
4	15	720	519	202	286	359	689	1298	543	15,30	**
	30	560	355	705	330	330	589	235	498	4,08	*
	45	370	221	425	758	432	516	465	1068	0,06	ns
	60	560	421	757	298	440	548	425	387	2,43	ns
	F-ANOVA	2,44 ns		5,76 *		0,16 ns		8,80 **			

En los lixiviados se observa una cierta tendencia del fósforo a aumentar con la dosis de lodo aplicada, aunque las diferencias entre tratamientos son sólo significativas en los

muestreos 1 y 3. La concentración de fósforo en los lixiviados tiende a disminuir con el paso del tiempo en los suelos enmendados con lodos (Tabla 7).

TABLA 7. Contenido de P ( $\mu\text{g/L}$ ) en los lixiviados.

Tratamiento	Muestreo							
	1		2		3		4	
	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.
LO	70	14	76	34	63	15	75	52
LB	82	22	92	24	84	18	78	32
LM	64	34	95	48	78	16	76	15
LA	98	42	83	25	85	22	85	17
F-ANOVA	4,53 *		1,20 ns		6,06 *		0,38 ns	

## CONCLUSIONES

La adición de lodo de depuradora a este suelo calizo ha modificado el pH de todos los horizontes, muy significativamente en el horizonte superficial donde se realizó la aplicación del residuo.

Desde un punto de vista agroquímico la aplicación de lodo de depuradora ha favorecido la biodisponibilidad de fósforo.

Desde un punto de vista medioambiental la aplicación de lodo en las cantidades ensayadas no implica riesgo de contaminación por fósforo de aguas subterráneas, ya que la movilidad de fósforo en este suelo es muy limitada. Sin lugar a dudas, la naturaleza carbonatada de este suelo ha impedido en buena medida el desplazamiento y pérdida de fósforo del suelo (precipitación de fosfatos cálcicos).

## AGRADECIMIENTOS

M<sup>a</sup> Belén Almendro Candel agradece a la Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM) la financiación de una beca de investigación.

## REFERENCIAS

Akhtar, M., McCallister, D.L., Eskridge, K.M. (2002). Availability and fractionation of phosphorus in sewage-amended soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 2057-2068.

Almendro Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Jordán Vidal, M.M., García Sánchez,

E., Mataix Solera, J. (2001). Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. En *Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados*, A. Ballester Rodríguez, J. Grima Olmedo, J.A. López Geta y L. Rodríguez Hernández ed. Instituto Geológico y Minero de España, 23-34. ISBN 84-607-3216-9, Alicante.

Almendro Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Gómez Lucas, I., Jordán Vidal, M.M., García Sánchez, E., Mataix Solera, J. (2002). Movement of Fe, Mn, Cu and Zn in a sewage sludge-treated soil. En *Waste Management and the Environment*, D. Almorza, C.A. Brebbia, D. Sales y V. Popov ed. WIT Press, 311-320. ISBN 1-85312-919-4, Southampton, Boston (UK).

Brar, S.P.S. y Cox, F.R. (1991). Phosphorus sorption and availability indices as affected by properties of calcareous soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 1225-1241.

Burriel, F. y Hernando, V. (1974). Nuevo método para determinar el fósforo asimilable en los suelos. *Anal. Edaf. Fisiol. Veg.* 9, 611-622.

Díez, J.A. (1982). Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel y Hernando para la evaluación del fósforo asimilable en suelos. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 41, 1345-1353.

Emmerich, W.E., Lund, L.J., Page, A.L., Chang, A.C. (1982). Movement of heavy

- metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.* 11, 174-178.
- Goldberg, S., Glaubig, R.A. (1988). Anion sorption on a calcareous, montmorillonitic soil-arsenic. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1297-1300.
- Jacobs, L.W., Syers, J.K., Kenney, D.R. (1970). Arsenic sorption by soils. *Soil Sci. Am. Proc.* 34, 750-754.
- James, D.W., Kotuby-Amacher, J., Anderson, G.L., Huber, D.A. (1996). Phosphorus mobility in calcareous soils under heavy manuring. *J. Environ. Qual.* 25, 770-775.
- Melo, W.J. de, Marques, M.O., Ferreira, M.E., Melo, G.M.O. de, Melo, V.P. de (2002). Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge-treated soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 1643-1659.
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Jordán-Vidal, M.M., Mataix-Solera, J., García-Sánchez, E. (2003). Mobility of cadmium, chromium and nickel through the profile of a calcisol treated with sewage-sludge in the southeast of Spain. *Env. Geology* 44, 545-553.
- O'Connor, G.A., Knudtsen, K.L., Connell, G.A. (1986): Phosphorus solubility in sludge-amended calcareous soils. *J. Environ. Qual.* 15, 308-312.
- Palazzo, A.J. y Reynolds, S.M. (1991). Long-term changes in soil and plant metal concentrations in an acidic dredge disposal site receiving sewage sludge. *Water Air Soil Pollut.* 57-58, 839-848.
- Sauerbeck, D. (1986). Effects of agricultural practices on the physical, chemical and biological properties of soils: Part II - Use of sewage sludge and agricultural wastes. En *Scientific basis for soil protection in the European Community*, H. Barth y P. L'Hermite, ed. Kluwer Academic Publishers, 181-210. ISBN 1-85166-109-3, Dordrecht, The Netherlands.
- Shaviv, A. y Shachar, N. (1989). A kinetic-mechanistic model of phosphorus sorption in calcareous soils. *Soil Sci.* 148, 172-178.
- Tam, N.F.Y. y Wong, Y.S. (1994). Nutrient and heavy metal retention in mangrove sediment receiving wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 29, 193-200.
- Trudgill, S.T., Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Arkell, B.P. (1991). Soil nitrate sources and nitrate leaching losses, Slapton, South Devon. *Soil Use Manag.* 7, 200-206.
- Veeresh, H., Tripathy, S., Chaudhuri, D., Ghosh, B.C., Hart, B.R., Powell, M.A. (2003). Changes in physical and chemical properties of types in India as result of amendment with fly sewage sludge. *Env. Geology* 43, 513-520.
- Zhou, M. y Li, Y. (2001). Phosphorus-sorption characteristics of calcareous soils and limestone from the southern Everglades and adjacent farlands. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 65, 1404-1412.