

DETERIORO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE PERCOLACION POR LA APLICACION DE LODOS DE DEPURADORA A UN SUELO AGRÍCOLA.

M.J. Polo Gómez¹, R. Ordóñez Fernández², J.V. Giráldez Cerveral

RESUMEN: El posible deterioro de la calidad de las aguas subterráneas, causado por la aplicación de lodos de depuradora a un suelo agrícola, es evaluado en términos del incremento de la salinidad del agua de recarga y de su contenido en nutrientes. Para ello, se obtuvieron las curvas de lavado de cada elemento en estudio, a partir de un ensayo de lixiviación en columnas de suelo, el cual permitió estimar un intervalo de variación de la dosis de aplicación a adoptar para que hiciera mínima la posibilidad de contaminación del medio. El estudio de los valores de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) en los lixiviados obtenidos, así como de la variación de la conductividad eléctrica (CE) y concentraciones de distintos solutos, hizo posible evaluar la calidad de las aguas de percolación. Estas no presentan ningún riesgo de alcalinización del suelo, presentando valores de CE a tener en cuenta únicamente en los casos correspondientes a dosis del residuo extremas, y de forma transitoria. El fósforo aportado con los lodos de depuradora aumenta con la dosis de aplicación de los mismos, quedando parte fijado en el suelo. La fracción lixiviada podría condicionar la concentración de las aguas subterráneas, si bien sólo para las dosis extremas. En cuanto a la dinámica del nitrógeno inorgánico, las condiciones anaerobias en las que se realizó el ensayo conducen a una concentración de nitratos despreciable en los lixiviados. El aporte directo es en forma amoniacal, quedando retenido en el suelo y siendo asimismo transportado a lo largo del perfil. Las curvas de transporte de este ión para cada dosis adoptada completan el estudio. La evaluación de los aspectos mencionados, esto es, salinidad y aportes de fósforo y nitrógeno, arroja resultados favorables para la aplicación de lodos de depuradora a suelos agrícolas, para las dosis de aplicación indicadas.

ABSTRACT: Groundwater quality damage caused by land application of sewage sludge is discussed, focussing on water salinity increase and eutrophication risk. Solute transport curves through the soil profile were obtained for soil columns under laboratory conditions, and an environmentally safe range for the sludge application rate was established. Leached water quality was estimated with regard to SAR and EC values reached, and solute concentrations found. Results showed no alkalinity risk for either soil or groundwater. EC values were moderately high only for extreme application rates. Soil phosphorus content increased with higher application rates. Predominant inorganic nitrogen species was ammonium due to the anaerobic conditions the experiment was carried out under. Salinity evaluation and phosphorus and nitrogen increase in percolation water showed positive results for the application of sewage sludge to soils.

INTRODUCCIÓN

La necesidad de depurar las aguas residuales de forma previa a su vertido es una realidad incuestionable contemplada en la legislación y planes de gestión del agua. Sin embargo, esta actividad genera unos residuos, los lodos o fangos de depuradora, cuyo destino incide igualmente en la conservación del medio, ya que contienen aquellos elementos potencialmente contaminantes que han sido retirados de las aguas. Existen diversas posibilidades a la hora de elegir un destino que no vaya en perjuicio de los objetivos de calidad ambiental deseables, y esta

elección debe contemplarse en el diseño y evaluación económica de la estación depuradora, puesto que el gran volumen que representan estos residuos los convierte en una de las partidas más importantes de los costes de explotación.

Una de las alternativas adoptada en diversos países es la aplicación de estos lodos de depuradora a suelos agrícolas, aprovechando la función de filtro que el suelo ejerce, reteniendo partículas en sus paredes adsorbentes y descomponiendo las sustancias presentes en el vertido gracias a la actuación de su población microbiana. Este destino, adecuadamente diseñado, no

¹ Dpto. de Agronomía, ETSIAM, Universidad de Córdoba. A v. Menéndez Pidal, s/n. Apdo 3048.14080. Córdoba, (España)

² Dpto. de Suelos y Riegos, DGIEAJA, Córdoba, (España)

Artículo publicado en *Ingeniería del Agua* Vol. 3 Num. 4 (diciembre 1996), pp 77 a 88, recibido el **4 de junio de 1996** y aceptado para su publicación el **18 de septiembre de 1996**. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo. En el caso de ser aceptadas, las discusiones serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores en el primer número de la revista que aparezca una vez transcurrido el plazo indicado.

sólo permite eliminar unos residuos sin contaminar el medio receptor, sino que aprovecha aquellos elementos beneficiosos desde el punto de vista agronómico, como son el alto porcentaje de materia orgánica y el contenido de diversos nutrientes (Loehr *et al.*, 1979; Ayuso *et al.*, 1992).

Para asegurar un uso correcto de estos residuos en campo es obligado evaluar el potencial contaminante que conlleva su aplicación, en los diversos elementos a los que puede afectar: aguas subterráneas, suelo cubierta vegetal.

Este trabajo parte de un proyecto global de evaluación de la aplicación de lodos procedentes de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Córdoba en suelos agrícolas de la zona, presenta los resultados obtenidos con respecto a la posible contaminación de acuíferos. Concretamente, se ha establecido un intervalo de variación de la dosis de aplicación de los mismos que asegure la no contaminación de las aguas subterráneas, en términos de incremento de su salinidad y deterioro de su calidad por el aumento de los niveles de nutrientes en las mismas.

La contaminación de las aguas subterráneas se produce por lavado y transporte de los diferentes elementos aportados por los lodos, sea por las aguas de lluvia o por riego de los suelos en los que se ha llevado a cabo la aplicación de los residuos.

Con respecto al posible incremento de la salinidad tanto del suelo como de las aguas subterráneas, la calidad del agua de riego es obviamente un factor condicionante, más aún cuando el suelo regado contiene niveles elevados de diversos nutrientes y elementos. La obtención de la RAS de los lixiviados producidos en estos suelos hará posible la evaluación del riesgo de alcalinización del perfil de suelo y del acuífero.

Uno de los factores más limitantes a la hora de establecer la dosis de aplicación de lodos de depuradora más adecuada para un suelo, una vez fijado el umbral máximo permitido en base a la cantidad de metales pesados presentes en los mismos (RD 1310/1990 del 29 de Octubre), es la cantidad de nitrógeno inorgánico que estos residuos aportan y pueden liberar a lo largo del tiempo (Loehr *et al.*, 1979). Un aporte elevado de nitrógeno, aun cuando estimule el crecimiento de la planta, puede conducir al transporte de este nutriente a aguas tanto superficiales como profundas. Este incremento de los niveles de nitrógeno en las aguas, en caso de ser excesivo, podría traducirse no sólo en un crecimiento indeseado de

algas y especies acuáticas, sino en un riesgo para la salud por aumento del contenido de nitratos en acuíferos que constituyan reserva para el consumo.

El fósforo, al igual que el nitrógeno, constituye un elemento esencial para el desarrollo de plantas y animales. Las formas presentes en los lodos de depuradora provienen de fuentes diversas: residuos vegetales, productos del metabolismo de los seres vivos, etc. (formas orgánicas), y detergentes y fertilizantes (fosfatos y ortofosfatos, fundamentalmente) (Sommers *et al.*, 1980). El contenido de nitrógeno de estos residuos aparece fundamentalmente como formas orgánicas. No obstante, también aportan cantidades variables de nitrógeno inorgánico, siendo la forma predominante la amoniacal. Ambos nutrientes, fósforo y nitrógeno, son de gran importancia para determinar los niveles de eutrofización en aguas. Sin embargo, difieren enormemente en su comportamiento en el suelo y en su movilidad.

Los objetivos de este trabajo son establecer la dosis de aplicación más adecuada en campo, de forma que, suponiendo un aporte de nutrientes beneficioso para la planta, no conlleve un posible deterioro de la calidad de las aguas por lavado y transporte de solutos, evaluando el posible incremento de su salinidad y haciendo especial hincapié en el nitrógeno y fósforo, por constituir los principales aportes de estos residuos (Chaussod *et al.*, 1985)). El estudio de los parámetros de transporte de ambos nutrientes permitirá predecir el comportamiento del residuo en condiciones de campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para evaluar el transporte de solutos a lo largo del perfil de suelo, se dispusieron una serie de columnas de metacrilato en las que se mezcló el suelo con el residuo en la parte superior de la columna (diez primeros centímetros) y en diferentes proporciones. Las dimensiones medias de estas columnas fueron 3,1 cm. de diámetro interior y 32 cm. de longitud. Las dosis a utilizar se establecieron en 0, 0,5, 1, 2, 3, 5 y 10% sobre el peso de suelo en las columnas, y el suelo procede de las parcelas de experimentación del Centro de Investigación y Desarrollo Agrario de Córdoba (suelo de origen aluvial de la Vega del Guadalquivir). Previamente se había realizado un ensayo de equilibrio a las 24 horas con este mismo suelo y dichas dosis, con el fin de descartar o ampliar este intervalo de variación. A la vista de los resultados de este ensayo, y teniendo presente que la dosis máxima permitida por la legislación vigente sobre la materia (RD 1310/1990 del 29 de Octubre) se corresponde aproximadamente

con un 3-4 % sobre el peso del suelo, se mantuvieron los mismos casos para el ensayo de lixiviación.

Los lodos utilizados proceden de la EDAR. La Golondrina de Córdoba, donde se aplica el sistema de depuración denominado como "fangos activados" seguido de una deshidratación de los lodos o fangos resultantes en una serie de filtros banda (con una humedad final de estos residuos del 73% sobre peso húmedo). La composición de estos lodos es la correspondiente a una población con poca actividad industrial, con unas aguas residuales de origen casi exclusivamente doméstico. Los datos correspondientes, así como la caracterización del suelo, se muestran en las tablas I y II, respectivamente. Todos los datos están referidos a peso seco.

Tabla I.1. Caracterización agronómica de los lodos usados en el ensayo.

| | | |
|-----------------|------|-------------------|
| pH en agua: | 6,7 | |
| Nitratos (ppm): | 1,5 | Calcio (%): 4 |
| Nitritos (ppm): | 1,2 | Magnesio 0,35 |
| Amonio (ppm): | 10,0 | Sodio (%): 0,07 |
| M.O. (%): | 60 | Potasio (%): 0,15 |
| N. org. (%): | 3 | Fósforo (%): 1,30 |

Tabla I.2 Niveles de metales de los lodos usados en el ensayo.

| Conc. en los lodos | | Límite autorizado (ppm) | |
|--------------------|------|-------------------------|------|
| Cadmio: | 9 | Cadmio: | 40 |
| Cobre: | 340 | Cobre: | 1750 |
| Níquel: | 40 | Níquel: | 400 |
| Plomo: | 113 | Plomo: | 1200 |
| Zinc: | 450 | Zinc: | 4000 |
| Mercurio: | 1,2 | Mercurio: | 25 |
| Cromo: | 42 | Cromo: | 1500 |
| Hierro: | 3200 | Hierro: | - |
| Manganeso: | 324 | Manganeso: | - |

Una vez colocadas las columnas sobre el soporte, con dos repeticiones para cada dosis en estudio, se les añadió agua destilada desde una bureta colocada en la parte superior, de forma que se mantuviera una carga constante (aproximadamente, 3 cm) sobre el nivel del suelo. Unas probetas situadas en la parte inferior de las columnas recogían los lixiviados correspondientes

Tabla II. Características del suelo usado en el ensayo.

| | | | |
|-------------|---------------|------------|--------|
| pH en agua: | 78 | Arcilla: | 15% |
| Carbonatos: | 20% | Limo: | 44% |
| M.O.: | 1,2 % | Arena: | 41% |
| Fósforo: | 19,85 ppm | Textura: | franca |
| C.I.C. : | 9,33 meq/100g | Porosidad: | 0.4 |

Este ensayo se realizó durante cinco días consecutivos, en los que la circulación de agua a lo largo de la columna se mantuvo cinco horas cada día, bajo condiciones de inundación, habiendo sido saturadas las columnas mediante ascenso capilar del agua, al comienzo del ensayo. De esta forma se consigue una expulsión rápida del aire y se reducen al mínimo los cambios estructurales que pudiera ocasionar un determinado volumen de aire en los poros del suelo. A partir de los volúmenes de lixiviados recogidos cada día se pudo establecer que la aplicación de estos lodos de depuradora no alteraba las condiciones de transporte de agua a través del perfil, por cuanto el valor medio de la conductividad hidráulica (alrededor de 7 cm/h) no presentaba diferencias significativas para cada caso ensayado (Polo *et al*, 1994). Los lixiviados correspondientes a cada dosis y día se analizaron para estudiar la dinámica de lavado de cada nutriente. Asimismo, se caracterizó el suelo en cada columna tras el proceso de lavado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se midió la conductividad eléctrica de los lixiviados, como factor a considerar en la elección de una dosis de aplicación adecuada con el fin de evitar un posible aumento de la salinidad de las aguas. La variación de este parámetro se muestra en la figura 1, en la que se observa la tendencia decreciente de las curvas a medida que aumenta el volumen recogido. Para las dosis de 3, 5 y 10% sobre el peso de suelo, se llega a un punto a partir del cual la curva se hace creciente.

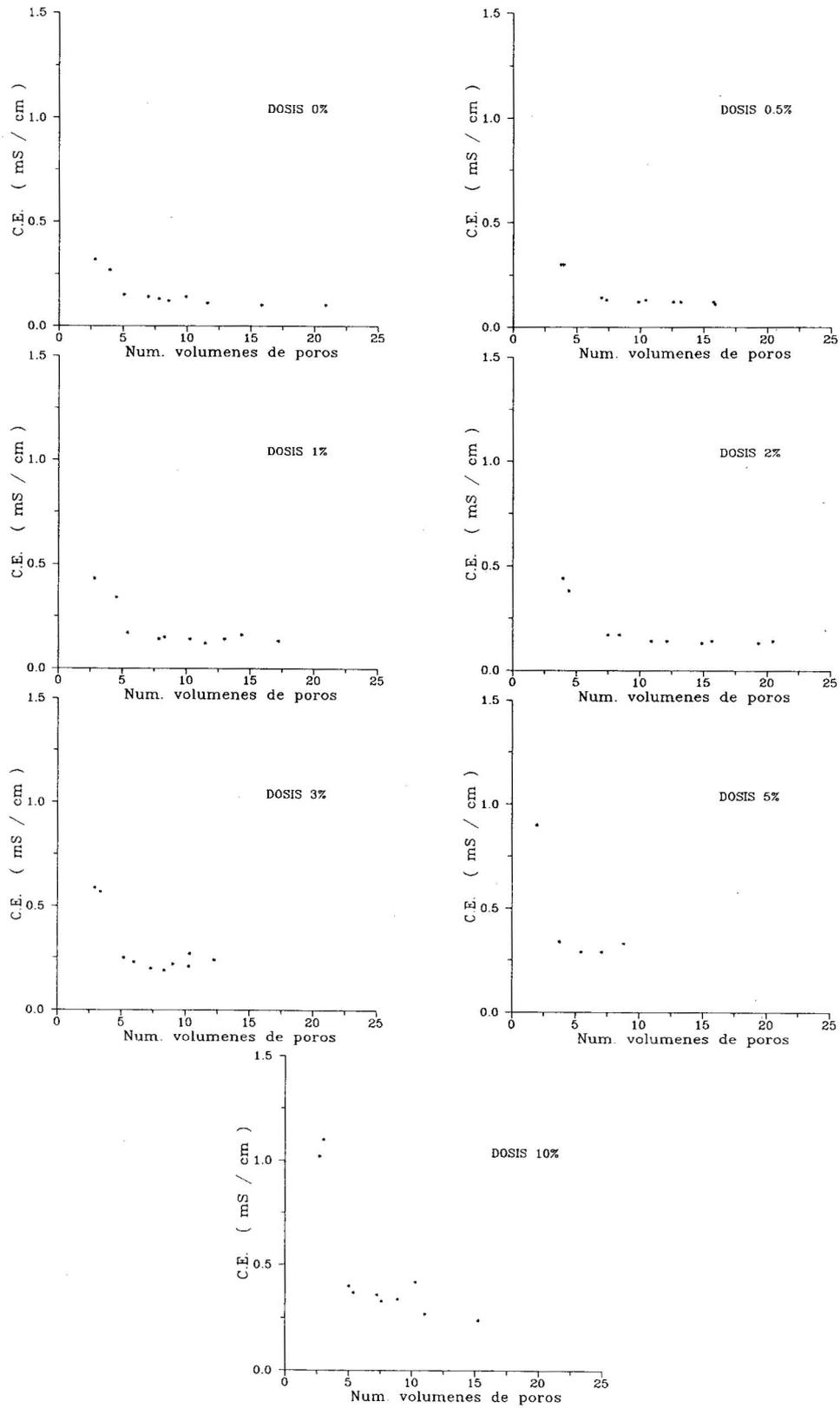


Figura 1. Variación de la CE en los lixiviados durante el ensayo para cada dosis de aplicación.

una vez saturado el complejo de cambio del suelo. No obstante, los valores alcanzados no son elevados, salvo en el caso de las dosis más elevadas, que presentan una conductividad eléctrica alrededor de 1 mS/cm, nivel máximo recomendable para el agua de riego.

Los compuestos responsables de estos valores de salinidad son, fundamentalmente, formas de calcio y magnesio y, en menor medida, potasio y sodio. No se detectó la presencia de metales pesados en los lixiviados, salvo hierro a nivel de trazas en las dosis más elevadas, corroborando este hecho los resultados del ensayo de equilibrado a las 24 h. realizado previamente (Polo *et al.*, 1994) que apuntaba la no existencia de formas solubles de estos elementos. Se estudió asimismo la correlación entre los valores de C.E. medidos en los lixiviados y las concentraciones de los diversos cationes.

Los resultados se presentan en la tabla III. Como se puede apreciar, a medida que el suelo va siendo lavado los elementos responsables de la variación de la CE van cambiando debido, fundamentalmente, a la magnitud de los aportes individuales realizados por el residuo, niveles iniciales existentes en el suelo receptor y mecanismos de retención y saturación del mismo.

Si bien en un primer momento es el sodio, junto con el magnesio, el elemento que presenta mayor correlación con los valores de conductividad eléctrica, su aporte es poco significativo, siendo rápidamente lavado, razón por la que no aparecen los ajustes correspondientes al resto de los días de duración del ensayo. Los valores de la RAS de los lixiviados se muestran en la tabla IV, resultando todos ellos muy adecuados si se clasifican siguiendo los criterios de calidad para el agua de riego, es decir, no suponen un peligro de alcalinización del medio.

Tabla III. Correlación entre los distintos cationes y los valores de CE

| (meq catión/1) = a + b (dS/m) | | | | |
|-------------------------------|------------------|-----------|----------|-------|
| Días ensayo | Catión | a | b | r |
| 1 | Na ⁺ | 0,058378 | 0,502371 | 0,974 |
| | K ⁺ | 0,261870 | 1,052720 | 0,839 |
| | Ca ⁺⁺ | 1,921200 | 3,187843 | 0,746 |
| | Mg ⁺⁺ | -0,159853 | 2,233994 | 0,992 |
| 2 | Na ⁺ | 0,028988 | 0,302398 | 0,660 |
| | K ⁺ | 0,128109 | 2,022232 | 0,978 |
| | Ca ⁺⁺ | -0,235155 | 7,044206 | 0,949 |
| | Mg ⁺⁺ | -0,072912 | 1,946746 | 0,956 |
| 3 | Na ⁺ | ----- | ----- | ----- |
| | K ⁺ | 0,125035 | 1,945335 | 0,989 |
| | Ca ⁺⁺ | 0,094433 | 6,069238 | 0,852 |
| | Mg ⁺⁺ | 0,032147 | 1,062233 | 0,866 |
| 4 | Na ⁺ | ----- | ----- | ----- |
| | K ⁺ | 0,158219 | 1,818701 | 0,980 |
| | Ca ⁺⁺ | 0,111718 | 4,882846 | 0,831 |
| | Mg ⁺⁺ | 0,045121 | 1,282120 | 0,838 |
| 5 | Na ⁺ | ----- | ----- | ----- |
| | K ⁺ | 0,1714067 | 1,759197 | 0,939 |
| | Ca ⁺⁺ | 0,033373 | 5,249164 | 0,963 |
| | Mg ⁺⁺ | 0,013653 | 1,488294 | 0,936 |

Tabla IV. Valores de la R.A .S. y C.E. (dS/m) de los lixiviados.

| Dosis | Día 1 | | Día 2 | | Día 3 | | Día 4 | | Día 5 | |
|-------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|
| | RAS | CE |
| 0% | 0,225 | 0,32 | 0,137 | 0,15 | 0,082 | 0,14 | 0,055 | 0,12 | 0,041 | 0,14 |
| | 0,163 | 0,27 | 0,108 | 0,13 | 0,053 | 0,11 | 0,039 | 0,10 | 0,042 | 0,10 |
| 0.5% | 0,133 | 0,30 | 0,097 | 0,14 | 0,065 | 0,12 | 0,042 | 0,12 | 0,043 | 0,11 |
| | 0,155 | 0,30 | 0,111 | 0,13 | 0,067 | 0,13 | 0,042 | 0,12 | 0,038 | 0,12 |
| 1% | 0,181 | 0,43 | 0,148 | 0,17 | 0,061 | 0,14 | 0,051 | 0,14 | 0,046 | 0,14 |
| | 0,216 | 0,34 | 0,089 | 0,15 | 0,048 | 0,12 | 0,039 | 0,16 | 0,039 | 0,13 |
| 2% | 0,178 | 0,38 | 0,082 | 0,17 | 0,054 | 0,14 | 0,044 | 0,14 | 0,045 | 0,14 |
| | 0,197 | 0,44 | 0,082 | 0,17 | 0,054 | 0,14 | 0,052 | 0,13 | 0,041 | 0,13 |
| 3% | 0,220 | 0,57 | 0,078 | 0,23 | 0,058 | 0,19 | 0,038 | 0,21 | 0,036 | 0,24 |
| | 0,213 | 0,59 | 0,107 | 0,25 | 0,059 | 0,20 | 0,036 | 0,22 | 0,038 | 0,27 |
| 5% | 0,277 | 0,90 | 0,085 | 0,34 | 0,060 | 0,29 | 0,031 | 0,29 | 0,031 | 0,33 |
| 10% | 0,324 | 1,02 | 0,095 | 0,40 | 0,043 | 0,33 | 0,041 | 0,27 | 0,036 | 0,24 |
| | 0,294 | 1,10 | 0,090 | 0,37 | 0,049 | 0,36 | 0,037 | 0,34 | 0,031 | 0,42 |

La Figura 2 muestra, para cada dosis adoptada, el valor de la concentración de nitrógeno amoniacal en los lixiviados frente al volumen recogido de los mismos, expresado éste como número de volúmenes de poros para facilitar la comparación entre cada gráfico.

La forma de nitrógeno inorgánico dominante tanto en los lixiviados como en el suelo es la amoniacal, mientras que las formas nítricas aparecen a nivel de trazas, debido a las condiciones reductoras en las que se realizó el ensayo, que impiden el paso del ión amonio, relativamente poco móvil, a formas altamente móviles como los nitratos.

Por otra parte, sólo el 5% aproximadamente de la CIC de un suelo queda disponible para la adsorción de amonio, por competencia con otros cationes como calcio, magnesio o potasio, saturándose rápidamente (Loehr *et al.*, 1979). Esto se puede observar en los gráficos de la figura 2, en los cuales se aprecian unos niveles de N-NH₄⁺ relativamente constantes hasta alcanzar un punto en que la concentración comienza a crecer de manera significativa. Asimismo, el número de volúmenes de poros recogidos al que tiene lugar esta saturación del complejo de cambio es menor a medida que aumenta la dosis de aplicación.

En la Figura 3 queda de manifiesto el aporte de nitrógeno amoniacal realizado por los lodos, lo cual supone un potencial de nitrógeno nítrico para el suelo, en condiciones de aireación.

El comportamiento del fósforo en el suelo es muy diferente, dependiendo la forma en que se encuentre y su mecanismo de retención fundamentalmente del pH (Chaussod *et al.*, 1988). En la figura 4 se representan las curvas de lavado de este elemento para cada caso estudiado. El transporte de solutos en el suelo queda descrito por la ecuación de convección-dispersión (e.g., Van Genuchten y Alves, 1982):

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \tag{1}$$

en la que la variación de la concentración, *c*, en el tiempo, *t*, y en el espacio, *z*, es función de un coeficiente de retardo, *R*, que incluye el intercambio entre las fases sólida, en solución y adsorbida del soluto, siendo *D* el coeficiente de dispersión del medio.

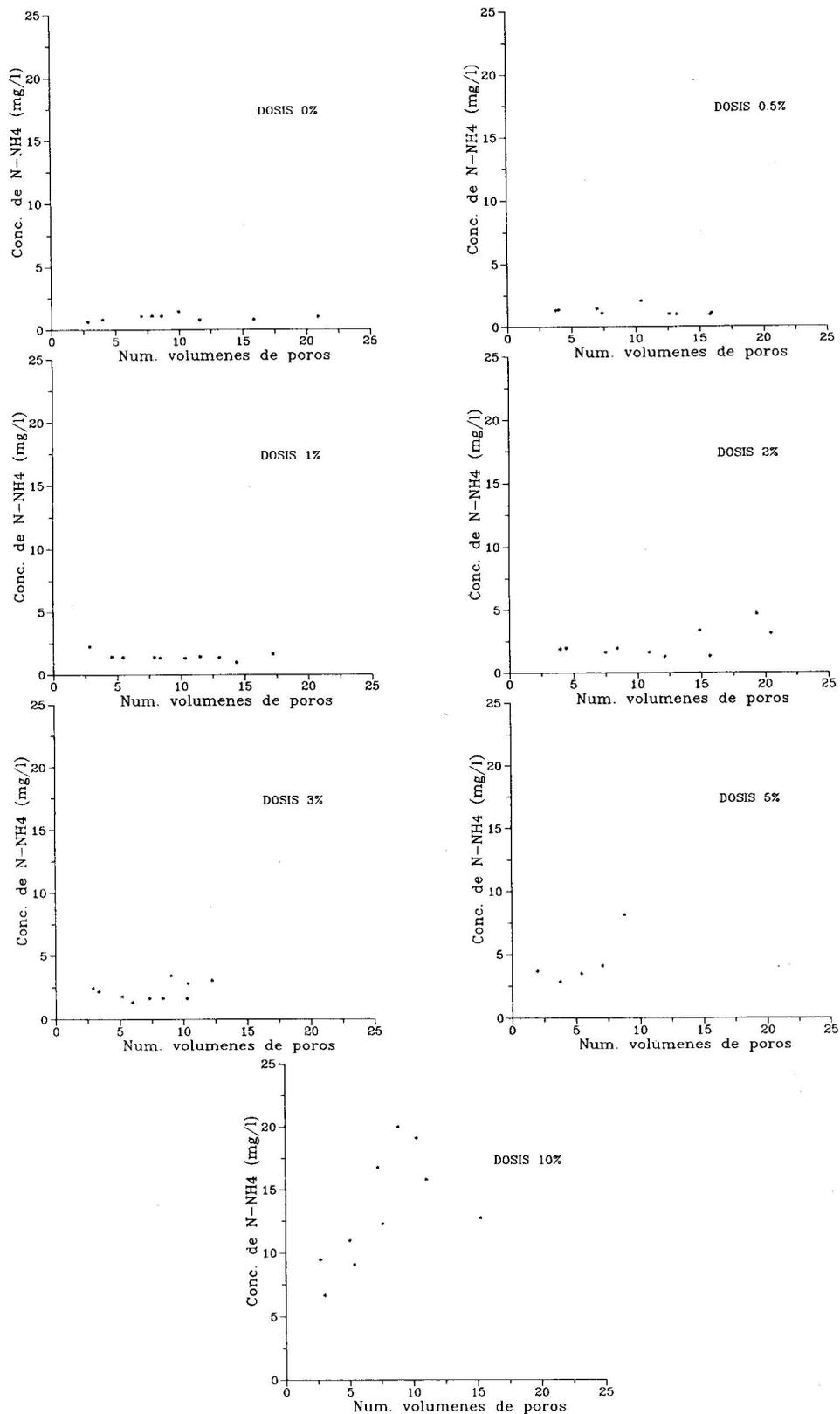


Figura 2. Curvas de lavado de $N-NH_4^+$ para cada dosis de aplicación del residuo.

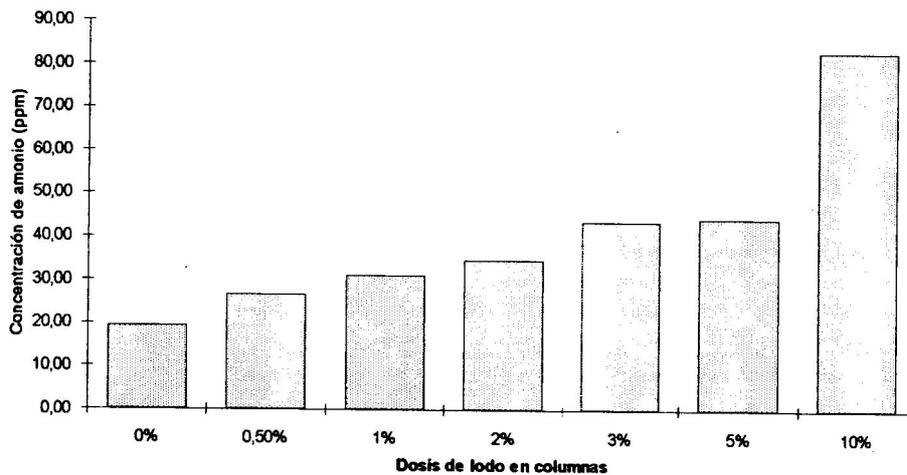


Figura 3. Contenido de $N-NH_4^+$ en las columnas tras el ensayo.

Esta ecuación, integrada para las condiciones del ensayo (residuo incorporado en el horizonte superficial del suelo, $0 < z < z_0$),

$$c = \begin{cases} c_0 & 0 < z < z_0, t = 0 \\ 0 & z > z_0, t = 0 \end{cases}$$

$$-D \frac{\partial c}{\partial z} + vc = 0 \quad z = 0, t > 0 \quad (2)$$

$$\frac{\partial c}{\partial z} = 0 \quad z \rightarrow \infty, t > 0$$

y utilizando $c^* = c/c_0$ como la concentración reducida, $T = vt/L$ como el tiempo normalizado, y $P = vL/D$ como el número de Peclet, proporciona la concentración del efluente en la salida de la columna para $z=L$, y es (Van Genuchten y Parker, 1984):

$$2c^*(L,T) = \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{1/2} (R(1-z_0/L) - T) \right] - \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{1/2} (R - T) \right] +$$

$$\left(\frac{PT}{\pi R} \right)^{1/2} \left[\exp \left(P - \frac{PR}{4T} \left(1 + \frac{z_0}{L} + \frac{T}{R} \right)^2 \right) - \exp \left(- \frac{P}{4RT} (R - T)^2 \right) \right] + \quad (3)$$

$$- \exp(P) \left[\left(1 + P(1+z_0/L) + \frac{PT}{R} \right) \operatorname{erfc} \left(\left(\frac{P}{4RT} \right)^{1/2} (R(1+z_0/L) + T) \right) - \left(1 + P \frac{PT}{R} \right) \operatorname{erfc} \left(\left(\frac{P}{RT} \right)^{1/2} (R + T) \right) \right]$$

El ajuste de las curvas obtenidas en el ensayo a esta ecuación, realizado según el algoritmo de Rosenbrock (e.g., Clarke, 1973), aparece en los gráficos de la Figura 4 con línea continua, y los valores de los parámetros que intervienen en dicha ecuación, en la Tabla V.

A partir de la Tabla 5V, cabe señalar el aumento del valor de P a medida que aumenta la dosis de lodos aplicada. Esto puede indicar, dado que los valores medios de conductividad hidráulica son muy similares para todos los casos, una disminución del coeficiente de dispersión medio de la columna debida, fundamentalmente, a la naturaleza orgánica del residuo con una alta capacidad de adsorción de nutrientes. La correspondiente disminución del coeficiente R corrobora esta explicación. En cuanto a la concentración inicial en el extremo superior de la columna, c_0 , presenta un valor máximo alrededor de la dosis correspondiente al 2%, con la salvedad del último caso (10% de dosis), resultados que ya se observaron para el fósforo en un ensayo de equilibrado a

las 24 horas realizado con el residuo y este mismo suelo. El ajuste correspondiente a la dosis máxima (10%) presentó mayores dificultades debido a las diferencias encontradas entre las dos repeticiones. En todos los casos, la concentración

de fósforo en los lixiviados presenta un valor máximo a partir del cual disminuye, acentuándose este hecho a medida que aumenta la dosis de aplicación.

Tabla V. Parámetros del ajuste de las curvas de lavado de fósforo

| Dosis | P | R | c ₀ (mg/l) | Func. opt. |
|-------|------|------|-----------------------|------------|
| 0% | 1,49 | 17,4 | 2,08 | 0,038 |
| 0.5% | 1,86 | 18,7 | 2,78 | 0,013 |
| 1% | 1,97 | 18,5 | 2,86 | 0,109 |
| 2% | 3,04 | 17,0 | 2,80 | 0,151 |
| 3% | 5,93 | 12,4 | 1,44 | 0,194 |
| 5% | 7,74 | 9,44 | 1,33 | 0,033 |
| 10% | 5,61 | 86 | 3,92 | 3,710 |

La concentración de fósforo asimilable en las columnas de suelo tras el ensayo se puede observar en la figura 5(a), donde aparece diferenciada la parte superior de la columna del resto de suelo, por ser aquella zona en la que se realizó el aporte. El incremento del nivel de fósforo es más acusado en la parte superficial. La correlación de ambos valores con la dosis aplicada aparece asimismo, así como la correspondiente a las concentraciones máximas alcanzadas en los lixiviados en el gráfico (b).

CONCLUSIONES

La aplicación de lodos de depuradora a suelos supone un aporte de nitrógeno inorgánico en forma amoniacal que, en condiciones de aireación, puede transformarse en nitratos, y de fósforo, parte del cual se presenta en forma soluble. Así pues, ambos elementos pueden constituir tanto una fuente de nutrientes asimilables por la planta, como un riesgo de contaminación a acuíferos.

Si se adoptan como referencia los niveles máximos tolerables para agua potable (11,3 mg/l para el nitrógeno en nitratos, 2,15 mg/l para el fósforo), la dosis de aplicación adecuada estaría comprendida entre un 2 y un 5 % de lodo sobre el peso de suelo, valores correspondientes a aquellos casos en los que, apreciándose un incremento de nutrientes tanto en el suelo como en solución, no existe riesgo de contaminación.

El intervalo de variación de la dosis de aplicación adecuada, citado anteriormente, no conlleva un aumento preocupante de la salinidad de aguas subterráneas o superficiales, bajo las condiciones del ensayo, ciertamente más favorables para la solubilización de iones que las esperables en campo.

Asimismo el riesgo de alcalinización del perfil de suelo es prácticamente nulo.

En el caso del fósforo, los valores obtenidos para los parámetros de las curvas de lavado parecen indicar un aumento de la capacidad de retención de nutrientes del suelo receptor de los lodos a partir de la dosis correspondiente al 2%, lo cual favorece aun más la elección del intervalo comprendido entre el 2 y 5% para su aplicación en campo.

Por último, cabe señalar que el análisis completo de los lixiviados recogidos en este ensayo muestra además aportes de calcio, magnesio y potasio realizados por estos lodos, de interés desde el punto de vista agronómico, si bien su posible aprovechamiento por el cultivo dependerá del lavado al que sea sometido el suelo desde la aplicación del residuo hasta la implantación de la cubierta y de la dinámica de retención del suelo. Las dosis elegidas como adecuadas están siendo llevadas a parcelas de campo para corroborar y completar los resultados de este trabajo.

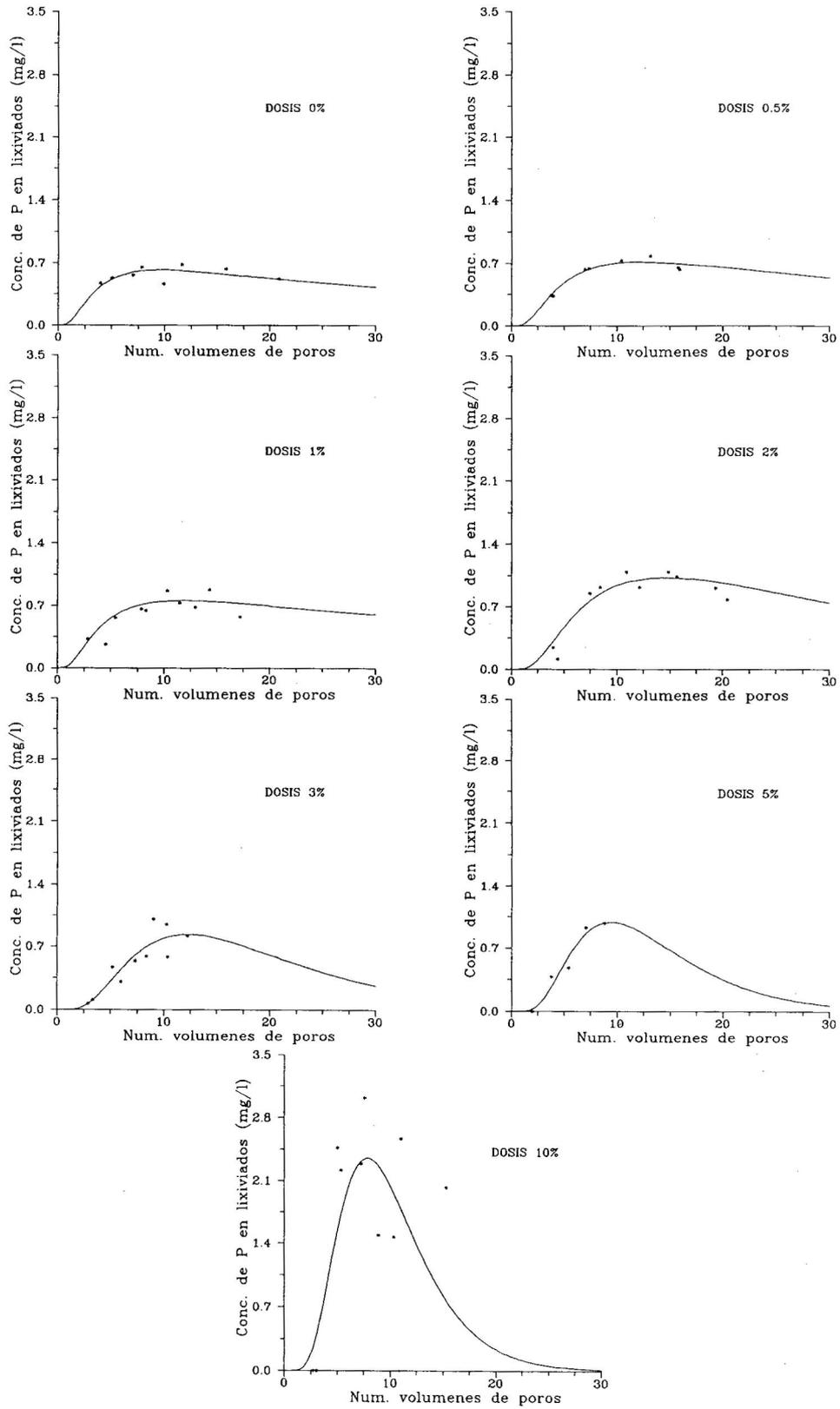


Figura 4. Curvas de lavado de fósforo para cada dosis de aplicación.

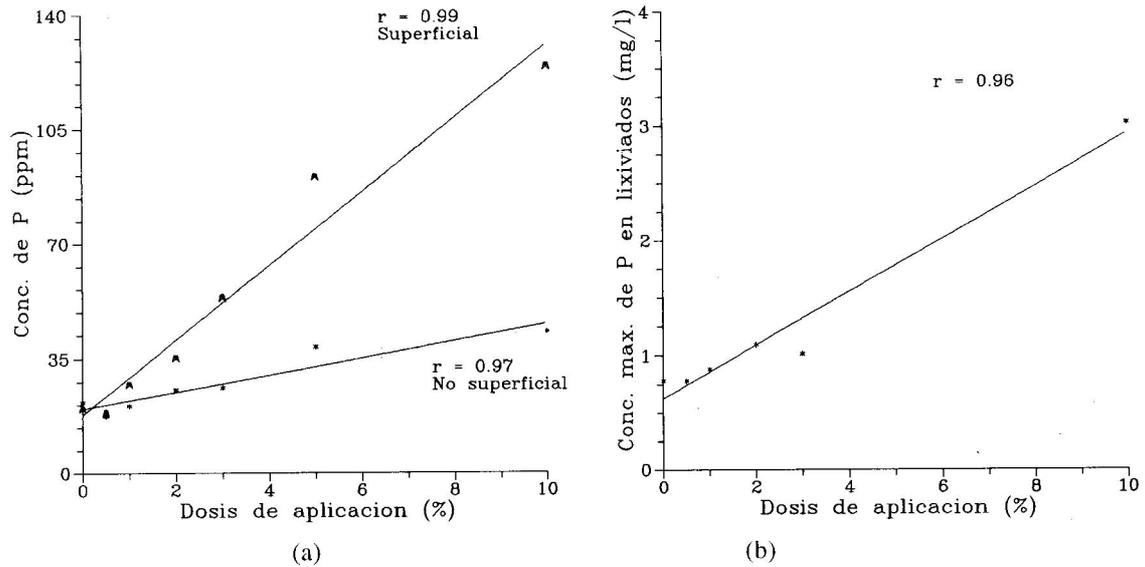


Figura 5. Correlaciones entre la concentración de fósforo y la dosis aplicada de residuo.

LISTA DE SIMBOLOS

- c Concentración de soluto (mg/l)
- c₀ Concentración inicial en el extremo superior de la columna (mg/l)
- CE Conductividad eléctrica (dS/m)
- CIC Capacidad de intercambio catiónic (meq/100 gr)
- D Dispersión hidrodinámica del medio (m²/s)
- L Longitud recorrida (m)
- P Número de Peclet (adimensional)
- R Coeficiente de retardo (adimensional)
- RAS Relación de adsorción de sodio (meq/l)^{1/2}
- t Tiempo (s)
- T Número de volúmenes de poros (adimensional)
- v Velocidad (m/s)
- z Profundidad (m)
- z₀ Profundidad (m)

REFERENCIAS

Ayuso, M., Hernández, T., García, C. y Costa, F. (1992) *Utilización de un lodo aerobio como sustitutivo de fertilizantes fosforados inorgánicos*. Suelo y Planta, 2:271-280.

Chaussod, R et Catroux, G. (1985) Determination de le valeur fertilisante des boues résiduaires. Aptitude a liberer Tazote. Ministère de l'environnement et du cadre de vie. Convention d'étude n° 74050.

Clarke, R.T. (1973) *Mathematical Models in Hydrology*. FAO Irrigation and Drainage Paper n. 19. Rome.

E.P.A. (1984) *Use and Disposal of Municipal Wastewater Sludge*. Environmental Regulations and Technology. Washington.

Loehr, R.C., Jewell, W.J., Novak, J.D., Clarkson, W.W. Friedman, G.S. (1979). Land Application of Wastes. Van Nostrand Reinhold, New York.

Noyes Data Corporation USA (1979) *Sludge Disposal by Landspreading Techniques*. Pollution Technology Review, 58.

Polo, M.J., Ordóñez, R. y Giráldez, J.V.(1994) *Evaluación del movimiento de agua en un suelo tras la aplicación de lodos de depuradora*. XII Jornadas Técnicas sobre Riegos. Pamplona.

R.D. 1310/1990 de 29 de Octubre. B.O.E. 262, 1 de Noviembre de 1990.

Sommers, L.E. Sotton, A.L. (1980) *Use of waste materials as source of phosphorus*. In: The role of phosphorus in agriculture. Khsawneh, F.E., Sample, E.C. and Kamprath, E.J. (Ed.). Am. Soc. Agron., Madison.

Van Genuchten, M. Th. and Alves, W.J. (1982) *Analytical solutions of the one dimensional convection-dispersion solute transport equation*. U.S. Dep. Agric., Tech. Bull. 1661, 1-151.

Van Genuchten, M. Th. Parker, J.C. (1984) *Boundary conditions for displacement experiments through short laboratory soil columns*. Soil Sci. Soc. Am. J. 48:703-708.

AGRADECIMIENTOS

A Isabel Ordóñez, Catalina Lara, Carmen del Moral, Araceli García y Bienvenido Dugo, por su valiosa colaboración tanto en la toma de muestras como en el análisis de las mismas.