Aplicación de lodos de procesos de potabilización como mitigantes de la sodicidad en suelos agrícolas

Díaz Ibarra, M. A.[1], Muy Rangel, M. D.[2], Rubio Carrasco, W.[3], Armendáriz Alcaraz, O.[4]

Fecha de recepción: 31 de agosto de 2009 – Fecha de aprobación: 9 de julio de 2010

RESUMEN
La sodicidad en los suelos es un problema que afecta a una gran extensión de campos agrícolas. El sodio en exceso provoca el rompimiento de la estructura del suelo, volviéndolo impermeable, lo que reduce la cantidad de agua que llega a la zona de raíz. Se evaluó la eficiencia de tres dosis (D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.7 g) de dos tipos de lodos obtenidos de plantas potabilizadoras ("La Campiña II" e "Isleta") en el tratamiento de un suelo salino-sódico (44.13 g) usando columnas de suelo en el laboratorio. Se determinaron las propiedades fisicoquímicas del suelo y de los dos lodos, así como la velocidad final de infiltración (VFI), la conductividad eléctrica (CE) y la relación de absorción de sodio (RAS). La adición de ambos tipos de lodos mejoraron significativamente las VFI respecto a las muestras sin recibir tratamiento. En el caso del lodo "La Campiña II" la dosis de 1.061 g presentó la mejor velocidad final de infiltración, y en las dosis de lodo "Isleta" aplicadas estas fueron igualmente eficientes, pero es necesario controlar el uso de este tipo de lodo como mejorador de suelo sódico debido a su alta concentración de aluminio. Se concluye que ambos tipos de lodos mostraron resultados positivos, haciendo viable su uso en suelos con problemas de sodicidad, específicamente para mejorar la permeabilidad.

Palabras clave: lodos, potabilización, suelo salino-sódico.

Aplication of sludge from water treatment processes as sodicity reductors in agricultural soils

ABSTRACT
The sodicity in soils is a problem affecting a large area of agricultural fields. The excess of sodium causes the breakdown of soil structure, making it impermeable, which reduces the amount of water reaching the root zone. The efficiency of three doses (D1 = 0.424 g, 1.061gy D3 = D2 = 1.7 g) of two types of sludge from water treatment plants ("La Campiña II" and "Isleta") was evaluated in the treatment of a saline-sodic soil (44.13 g) using soil columns at the bench scale. The physicochemical properties of the soil and the two types of sludge were determined as well as the final infiltration rate (FIR), the electrical conductivity (EC) and the sodium adsorption ratio (SAR). Both types of sludge improved significantly the FIR with respect to samples without treatment. In the case of the "La Campiña II" sludge, the dose of 1,061 g presented the best final infiltration rate, and the applied doses of sludge "Isleta" were equally efficient. However, it is necessary to control the use of this type of sludge as a sodicity reductor due to its high concentration of aluminum. We conclude that both types of sludge showed positive results, making feasible its use in soil sodicity problems, specifically to improve permeability.

Key words: potabilisation, saline-sodic soil, sludge.

---

[1] Profesor e investigador, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Sinaloa. miguel_diaz72@hotmail.com
[2] Investigador, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD Culiacán). mdmuy@ciad.edu.mx
[3] Profesor e investigador, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD Culiacán).
[4] Estudiante de licenciatura en ingeniería civil, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Sinaloa.

INTRODUCCIÓN

La salinidad en los suelos es un fenómeno que se puede controlar satisfactoriamente mediante la correcta administración del agua, la aplicación regular de tratamientos preventivos y sistemas de drenaje eficientes. La salinidad de los suelos también está relacionada con los métodos de cultivo e irrigación usados, así como por los periodos de descanso de suelo (Oster y Shainberg 2001). La salinidad en el suelo se define como la concentración de sales en dilución presentes en un suelo. Si un suelo es regado regularmente con agua con niveles de salinidad muy altos (>3000 mS cm^{-1}) y sin un sistema de drenaje adecuado, es de esperarse que se incremente la cantidad de sales disueltas en dicho suelo (Olias et al. 2005). Al aumentar en exceso la salinidad del suelo, las plantas sufren una reducción en el diferencial osmótico, lo cual disminuye su capacidad para absorber agua. La susceptibilidad de los suelos hacia la salinidad es inherente a propiedades tales como el pH, la textura, contenido de materia orgánica, mineralogía, presencia de carbonatos, etc. (Abdel-Dayem 1997).

El estrés salino en las plantas provocado por la presencia de NaCl disuelto tanto en el agua de riego como en el suelo, disminuye en suelos con salinidad cálcico sódica, esto debido al contenido de Ca^{2+}. La homeostasis del calcio mantiene la integridad de las membranas celulares de la raíz (Gili et al. 2004). Otro aspecto importante es la operación de un sistema de drenaje eficiente que evite la saturación de la zona de raíz (Gafni y Zohar 2001). Es importante evitar el riego de los suelos agrícolas con agua con alta concentración de sólidos disueltos totales (>3000 mS cm^{-1}), ya que si no existe un adecuado manejo del agua, puede provocar la salinización de los suelos en corto o mediano plazo (Olias et al. 2005).

Debido a la relativamente alta concentración de sales presentes en el agua subterránea respecto a las fuentes hídricas superficiales, y debido a la gran variedad de sales que podrían encontrarse disueltas en el agua de acuífero, se debe evaluar la calidad del agua de fuentes subterráneas y determinar si es indicado su uso (Díaz 2004). Los suelos con problemas de exceso de sales pueden clasificarse en tres tipos, dependiendo de la proporción de sodio respecto a los demás iones: suelos salinos, suelos sódicos, y suelos salino-sódicos (Abdel-Dayem 1997).

La concentración de sodio disuelto en el suelo es un parámetro muy importante, ya que la presencia en exceso de este elemento reacciona con el suelo causando su dispersión, lo que a su vez reduce la permeabilidad del mismo. Este fenómeno impide que el agua de irrigación penetre el medio sustentante y que llegue hasta la zona de raíz de las plantas (Hansen 1980). La aplicación de ácidos o sustancias productoras de ácidos (mejoradores de suelos), se usa cuando el suelo sódico contiene fuentes de calcio, como el carbonato de calcio o el sulfato de calcio. Los aditivos químicos en unión con una buena administración del agua, logran reducir a niveles de sodio intercambiable (Connell et al. 1999). Por el contrario, la aplicación de materiales con calcio debe realizarse en el caso de que el suelo sódico no tenga fuentes de calcio. La aplicación de sulfato de calcio (yeso agrícola) y de óxido de calcio (cal) son buenas opciones de uso como mejoradores o enmiendas de suelos sódicos. El calcio, un catión divalente que, al estar en contacto con las partículas de suelo en presencia de suficiente agua, produce un intercambio iónico provocando la lixiviación del sodio del suelo. También son útiles en el proceso de intercambio iónico, otros cationes polivalentes como el magnesio, hierro, aluminio y manganeso (Amezketa et al. 2005). En el caso del yeso y la cal, no son tan rápidos para actuar como los ácidos (los cuales le dan un mayor poder disolvente al agua de riego) para reducir la salinidad, pero son efectivos para mitigar la sodicidad, son de fácil disponibilidad, menor riesgo en su manejo y normalmente más económicos.

El problema de los suelos sódicos debe ser visto como algo zonal y no puntual, el lavado de las sales en un sitio puede contaminar otro suelo menos elevado, trasladándose el problema a otra región (Hansen 1980). Las estrategias de mejoramiento de la salinidad y sodicidad necesariamente deben incluir acciones locales en conjunto con zonales y regionales. Resolver esto es mucho más complicado en el surco que en las columnas de suelo aisladas de su entorno. Es importante no perder la visión integral de este fenómeno.

En Sinaloa, la salinidad y sodicidad en los suelos agrícolas de los distritos de riego es un problema bastante extendido. En el caso del distrito de riego No. 10, aproximadamente el 14% del total de hectáreas irrigables (39,300 de 281,124 hectáreas) presenta deterioro en su productividad debido a la salinidad, de las cuales el 5 y 8% muestran un suelo salino y salino-sódico, respectivamente (Díaz 2004). Sin embargo, este problema se pudiera minimizar con la incorporación de lodos provenientes de procesos de potabilización del agua, tanto subterránea como superficial, como una alternativa para mitigar la salinidad y sodicidad en suelos agrícolas.

Los lodos de las plantas potabilizadoras de agua subterránea son un subproducto de desecho y su

aprovechamiento es viable ya que son ricos en hierro y manganeso, que al ser aplicados en suelos sódicos y salino sódicos en presencia de suficiente agua, provocarían un nivel de intercambio iónico con el sodio presente en el suelo, y mediante un buen sistema de drenaje se logre el lavado de una parte de los iones de sodio, mejorando así la estructura del suelo y su permeabilidad. El mismo efecto se podría lograr con los lodos generados en la potabilización del agua superficial ya que son ricos en arcilla y policloruro de aluminio.

El uso de subproductos industriales como aditivos en de suelos sódicos y salino-sódicos ha sido estudiado cada vez con mayor interés, ya que representa una forma sustentable de resolver este problema que afecta los campos agrícolas. Amezketa et al. (2005) usaron ácido sulfúrico, yeso de mina, y dos productos de desecho (carbón-yeso y lacto-yeso), para la recuperación de suelos sódicos y no sódicos (*soil reclamation*), así como para la prevención de incrustaciones salinas (*crusting prevention*). El experimento se basó en pasar agua con baja salinidad a través de columnas de suelo. La eficiencia de estos cuatro compuestos fue medida a través de la velocidad final de infiltración (VFI) en mm h^{-1}, así como por la conductividad eléctrica y la relación de absorción de sodio (RAS) en el lixiviado. El uso de lodos de procesos de potabilización en campos agrícolas ha sido estudiado ampliamente, y aunque este generalmente aporta poco valor nutricional, puede ser utilizado como mejorador de suelos, es decir, para recuperar ciertas características físico-químicas del medio granular (EPA 2007).

En la ciudad de Culiacán, aproximadamente el 50 por ciento del agua potable es de origen subterráneo y la otra mitad proviene de fuentes superficiales. El municipio cuenta con cuatro plantas potabilizadoras de agua superficial. El agua subterránea se extrae de 42 pozos y una galería filtrante, y existen dos plantas para la remoción de hierro y manganeso de aguas subterráneas (JAPAC 2008).

Las plantas potabilizadoras de aguas superficiales utilizan policloruro de aluminio sólido como coagulante, en unión con un polímero. Estas sustancias eliminan la turbiedad causada por la presencia de arcillas. En el caso de las aguas subterráneas, el hierro y manganeso presentes son retirados por un proceso no convencional de adsorción que utiliza zeolita natural tipo clinoptilolita recubierta con óxidos de manganeso. Este proceso se lleva a cabo en columnas de adsorción similares a los sistemas de filtración (JAPAC 2008).

El objetivo del presente proyecto fue cuantificar la eficiencia en relación a las velocidades finales de infiltración (VFI) en las columnas de suelo, la conductividad eléctrica (CE), la concentración de sodio (Na) y la relación de absorción de de sodio (RAS) en el agua percolada (lixiviado) de dos tipos de lodos usados como mejoradores de un suelo salino-sódico muestreado en el distrito de riego No.10, que está localizado en la región centro del estado de Sinaloa.

METODOLOGIA

El suelo agrícola

Se obtuvo una muestra de suelo agrícola "ensalitrado" (0-0.2 m de profundidad) en la población de "Bariometo Segundo", que se localiza en el km 47 de la carretera Culiacán- Bahia de Altata. Dicha población se encuentra dentro del distrito de riego 010, y con base en el conjunto de datos geográficos de la carta edafológica 1:250,000 serie I, la geología del sitio es del tipo Q(al), era cenozoica, periodo cuaternario, con roca o suelo aluvial (INEGI 2005). El grupo de suelo es Solonchak de tipo sódico (tiene una saturación en sodio mayor al 15 % en los primeros 50 cm), la clase textural es media. La muestra resultó salino-sodica, con una conductividad eléctrica del suelo saturado igual a 8.68 mS cm^{-1}. El valor del RAS obtenido fue muy alto (57.36). La muestra fue debidamente secada, molida y cribada (2mm<). El procedimiento para obtener las muestras se llevó a cabo siguiendo los lineamientos marcados en la NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis (SEMARNAT 2008).

Los tipos de lodos

Se tomaron muestras de lodos de dos plantas potabilizadoras ubicadas en la ciudad de Culiacán. El primer tipo de lodo es producto de un proceso de intercambio iónico mediante el uso de filtros de zeolita, los cuales tienen como fin eliminar del agua los iones de hierro y manganeso presentes en disolución. Este proceso se aplica en la planta "La Campiña II", que trata agua de origen subterráneo. El lodo que se genera en esta planta es particularmente rico en hierro y manganeso.

El segundo tipo de lodo fue obtenido de la planta potabilizadora "Isleta", que trata agua superficial por medios químicos (proceso de coagulación-floculación). El lodo es rico en arcillas y cloruro de aluminio. Se realizaron análisis fisicoquímicos de los dos tipos de lodos para ver si existía presencia de

metales pesados en las muestras (Tabla 1).

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los dos tipos de lodos, así como su contenido de algunos metales pesados

PROPIEDADES	PLANTA LA CAMPIÑA II (Filtros de Zeolita)	PLANTA ISLETA (Coagulacion-Floculacion)
Textura	Franco-arenosa	Arcillosa
pH	6.82	5.46
MO, %	0	3.38
Na (meq/l)	3.74	8.04
Ca (meq/l)	2.89	5.19
Mg (meq/l)	1.48	2.24
RAS	2.53	4.17
Metales pesados, mg/l		
Pb	6.48	36.62
Cd	7.11	1.26
Al	2.039	147.687
Hg	0.24	0.41

Los dos tipos de lodos, antes de ser aplicados en las columnas de suelo, fueron previamente secados, molidos y cribados hasta obtener un tamaño de partícula entre los 30 y 100 µm. Esto con el fin de eliminar el efecto del tamaño de partícula en las velocidades de disolución. La textura del lodo proveniente de la planta "La Campiña II" fue franco-arenosa, con un pH cercano al neutro, no se encontró materia orgánica presente. En el caso de los metales pesados se encontraron valores relativamente bajos para plomo, cadmio y mercurio, esto en base a la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, la cual establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes presentes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final.

En el caso del lodo de la planta "Isleta" se midió un porcentaje de materia orgánica cercano a 3.4, con un valor bastante alto de aluminio como era de esperarse. El contenido de metales pesados resultó bajo para el cadmio, mercurio y plomo (NOM-004-SEMARNAT-2002). La muestra tuvo una textura arcillosa, con un pH ácido de 5.46, debido a la presencia de sales de aluminio utilizadas como coagulante. Aunque el aluminio no está considerado dentro de la NOM-004-SEMARNAT-2002, su toxicidad ha sido reconocida como un factor limitante para la producción agrícola en suelos ácidos. El síntoma principal de la toxicidad por aluminio es la inhibición del crecimiento de las raíces (Mahdy et al. 2007). La toxicidad del aluminio ha sido asociada a una reducción de la absorción de varios nutrientes de las plantas.

Preparación de las columnas de suelo

Se hizo pasar una cantidad de agua con baja salinidad a través de columnas de suelo alterado, las que recibieron una dosificación previa de uno de los tipos de lodo. Se utilizó solo un tipo de suelo, dos tipos de lodos, nombrados aquí como "La Campiña II" e "Isleta". Se probaron ambos tratamientos (lodos) para tres dosificaciones diferentes: D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.700 g. Estas cantidades equivalen a esparcir 2, 5 y 8 toneladas de lodo por hectárea de suelo (t ha^{-1}), respectivamente. Se dejó una columna de suelo sin aplicar tratamiento, sirviendo así como testigo. El diseño experimental nos da una matriz de 1 X 2 X 3 mas un testigo, repitiéndose el experimento tres veces, para un total de 21 análisis de columnas. Se construyeron columnas de lixiviación (4.4 cm de diámetro x 12 cm de largo) a base de tubos de PVC.

Las columnas estuvieron abiertas en el extremo superior y cerradas en el fondo, con excepción de un pequeño orificio perforado en la parte central para la salida del lixiviado (Abid et al. 2003).

La preparación de las columnas se llevó a cabo empacando dentro de los tubos de PVC, una cantidad establecida de suelo (44.13 g), el cual fue previamente secado, molido y cribado (2mm<). Las cantidades de suelo fueron cuidadosamente vertidas en las columnas hasta alcanzar un espesor aproximado de 2 cm dentro del tubo de PVC. Previamente se vertieron en cada una de las columnas la cantidad establecida de 59.5 g de arena de cuarzo lavada (con un tamaño de partícula entre 1 y 2 mm). Dicha cantidad de arena alcanzó un espesor aproximado de 2 cm en el interior del tubo de PVC. La función de la arena de cuarzo fue servir como soporte del estrato de suelo y evitar que este se filtrara por el orificio del fondo del tuvo de PVC.

Las columnas fueron mecánicamente compactadas al dejarlas caer diez veces desde una altura de 2 cm

sobre una superficie dura (Amezketa et al. 2005). El tratamiento de los suelos consistió en aplicar a cada columna de suelo una cantidad fija (D1, D2 o D3) de un tipo de lodo. Se utilizó agua de la llave como agua de infiltración (CE= 0.666 mS cm^{-1}, RAS= 0.10). Se aplicó una carga hidráulica constante a cada columna (3 cm encima de la superficie de suelo) por medio de unas botellas de Mariotte construidas para este proyecto (siete botellas, una para cada columna de suelo). Se midieron las cantidades de agua de infiltración para varios periodos de tiempo equidistantes (30 minutos), hasta que se alcanzaron valores constantes de la conductividad eléctrica y de la concentración de sodio en el agua de precolación (lixiviado).

Cada corrida de experimento se realizó por 3 horas, tomándose el volumen percolado para cada columna de suelo a cada 30 min. Cada experimento se realizó tres veces. A cada muestra del lixiviado se le evaluó el pH, conductividad eléctrica, y concentración de sodio del agua de percolación. Estos dos últimos parámetros fueron necesarios para calcular el valor de la relación de absorción de sodio (RAS). Este valor fue calculado al convertir la conductividad eléctrica (CE) en la concentración total de electrolitos C, y obteniendo las concentraciones de calcio mas magnesio (Ca + Mg) al restar la concentración de sodio Na de la concentración total de electrolitos C.

Las siguientes ecuaciones fueron usadas para convertir CE en C:

(i) C (mmolc L^{-1}) = 10 X CE (mS cm^{-1}),
para CE < 5 mS cm^{-1}
y
(ii) C (mmolc L^{-1}) = 9.86 X $CE^{1.095}$ (mS cm^{-1}),
para CE > 5 mS cm^{-1}

La velocidad de infiltración (VI) de las columnas de suelo, se reportó en unidades de mm h^{-1}, y se calculó con la siguiente ecuación:

$$IR = \Delta Q / A \cdot \Delta t$$

Donde:
ΔQ= Volumen de lixiviado recolectado en un intervalo de tiempo
A= Área transversal de la columna de suelo
Δt= Intervalo de tiempo

El proceso de infiltración en las columnas de suelo se llevó a cabo hasta que se obtuvieron valores de CE y de la concentración de Na en el agua de percolación relativamente constantes. La velocidad final de infiltración (VFI) de las columnas de suelo sin tratamiento (columnas testigo), se utilizó como un valor de referencia. Los valores de la velocidad final de infiltración relativa (VFIR, %) de las columnas de suelo que recibieron tratamiento se obtuvieron mediante la siguiente ecuación:

$$VFIR = \frac{\text{VFI de columna de suelo con tratamiento X 100}}{\text{VFI de columna de suelo sin tratamiento (testigo)}}$$

Donde la VFI de columna de suelo sin tratamiento represento el 100%

Análisis estadístico

Se efectuó un análisis de variancia de un factor (One way-ANOVA), para comparar los valores de las medias de las velocidades finales de infiltración (VFI) entre los diferentes tratamientos (siete columnas: dos tipos de lodo, tres dosificaciones, más un testigo). En donde el análisis mostró diferencias significativas para $P<0.05$, se llevaron a cabo pruebas de comparación múltiple de Duncan para separar los distintos tratamientos. Estos análisis se llevaron acabo usando como base la hoja de calculo Excel® (Microsoft Office Professional Edition 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El promedio del total de los 42 coeficientes de variación (CV) de las velocidades de infiltración (VI) fue de 4.4%, cerca del 88 % de estos valores fueron menores al 7 %. En el caso de las siete velocidades finales de infiltración (VFI), el promedio de los coeficientes de variación CV fue del 3.25 %. Esto nos indica que los datos utilizados son consistentes y la metodología es confiable.

Eficiencia de los tratamientos respecto a la velocidad final de infiltración (VFI)

La velocidad de infiltración (VI) para las tres columnas de suelo sin tratamiento (columnas testigo), fueron menores desde el inicio de los experimentos que las velocidades de las otras 18 columnas de suelo que recibieron tratamientos (dosificaciones de alguno de los dos tipos de lodos). Lo cual indica que la obstrucción de los poros debido al disgregamiento y dispersión de las arcillas fue inmediato (Figura 1). Las VI más altas al inicio de cada experimento se deben al reacomodo de los paquetes de partículas de suelo y al escape del aire atrapado en los poros, durante el proceso de saturación de las columnas de suelo. La velocidad de infiltración promedio de las columnas testigo para los primeros 30 minutos fue de 40.2 mm h^{-1} con una desviación estándar de 4.01 mm h^{-1}, dicho valor fue disminuyendo paulatinamente hasta finalizar después de tres horas en 36.28 ± 1.62 mm h^{-1}.

Las columnas de suelo que recibieron tratamiento a base del lodo de la planta de La campiña II (residuos de filtros de zeolita) con dosis D1, tuvieron un valor de velocidad de filtración promedio para la primera media hora de 57 mm h^{-1} con una desviación estándar de 3.45 mm h^{-1}, y después de tres horas se obtuvo un promedio de VI de 51.14 mm h^{-1} con un error estándar de 1.08 mm h^{-1}. Para el caso de las dosificaciones D2 y D3, la primera media hora del experimento se obtuvieron velocidades de infiltración promedio de 70.64 y 68.92 mm h^{-1} con desviaciones estándar de 1.91 y 3.40 mm h^{-1} respectivamente. Las velocidades finales de infiltración promedio para estos dos tratamientos fueron de 64.03 y 57.47 mm h^{-1} con desviaciones estándar de 2.49 y 4.21 mm h^{-1} para D2 y D3 respectivamente.

Se observó que las VI para las tres dosificaciones fueron significativamente más altas que las velocidades de infiltración de las columnas testigo, y que las velocidades de infiltración D2 y D3 fueron significativamente mayores que D1, sin encontrar diferencias significativas entre las VI entre las dosis D2 y D3 a lo largo del proceso de lixiviación. Sin embargo, las VFI para las dosis D2 y D3 resultaron significativamente distintas (Figura 2).

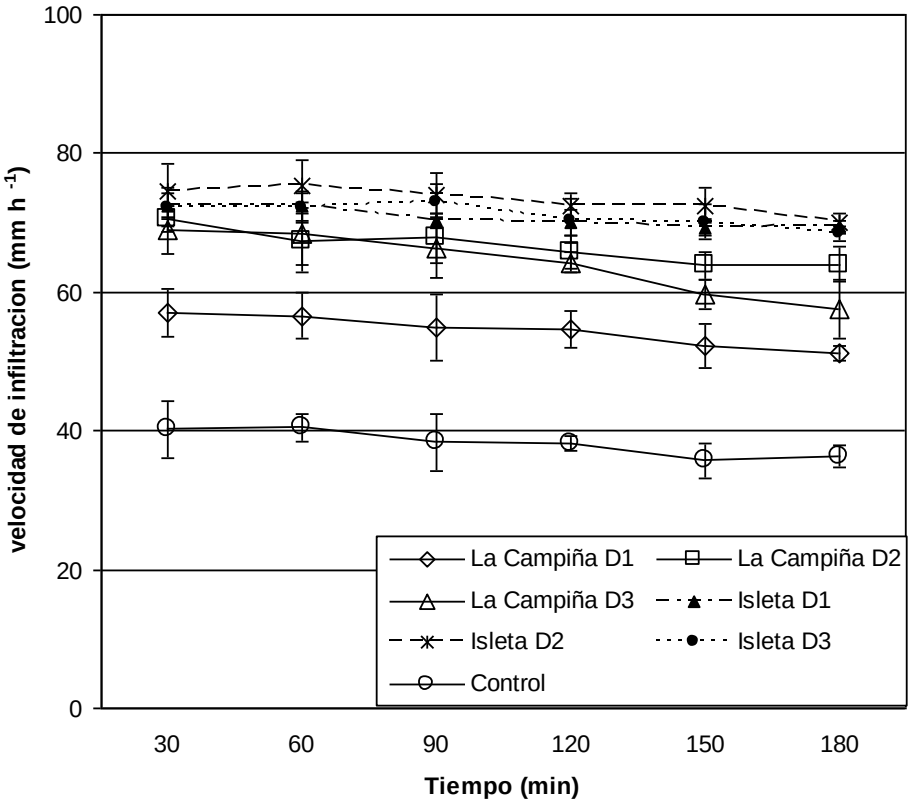

Figura 1. Eficiencia de los tratamientos respecto a las velocidades de infiltración (VI) de las columnas de suelo: valores promedio y desviación estándar durante el proceso de lixiviación para los 6 tratamientos y el testigo.

Las columnas de suelo que recibieron tratamiento a base del lodo de la planta de Isleta con dosis D1, tuvieron una VI=72.49 ±1.87 mm h^{-1} en la primera media hora y después de 180 minutos se obtuvo una VI=69.42 ±0.84 mm h^{-1} (Figura 3). Para el caso de las dosificaciones D2 y D3, a los 30 min del experimento se obtuvieron VI de 74.66 ±3.84 y 72.24±2.77 mm h^{-1} respectivamente. Las VFI para estos dos tratamientos fueron de 69.94 ±1.43 y 68.44 ±1.19 mm h^{-1} para D2 y D3 respectivamente. Se puede afirmar que las VI para las tres dosificaciones son significativamente más altas que las VI de las columnas testigo. No se encontraron diferencias significativas entre las velocidades de infiltración entre las dosis D1, D2 y D3.

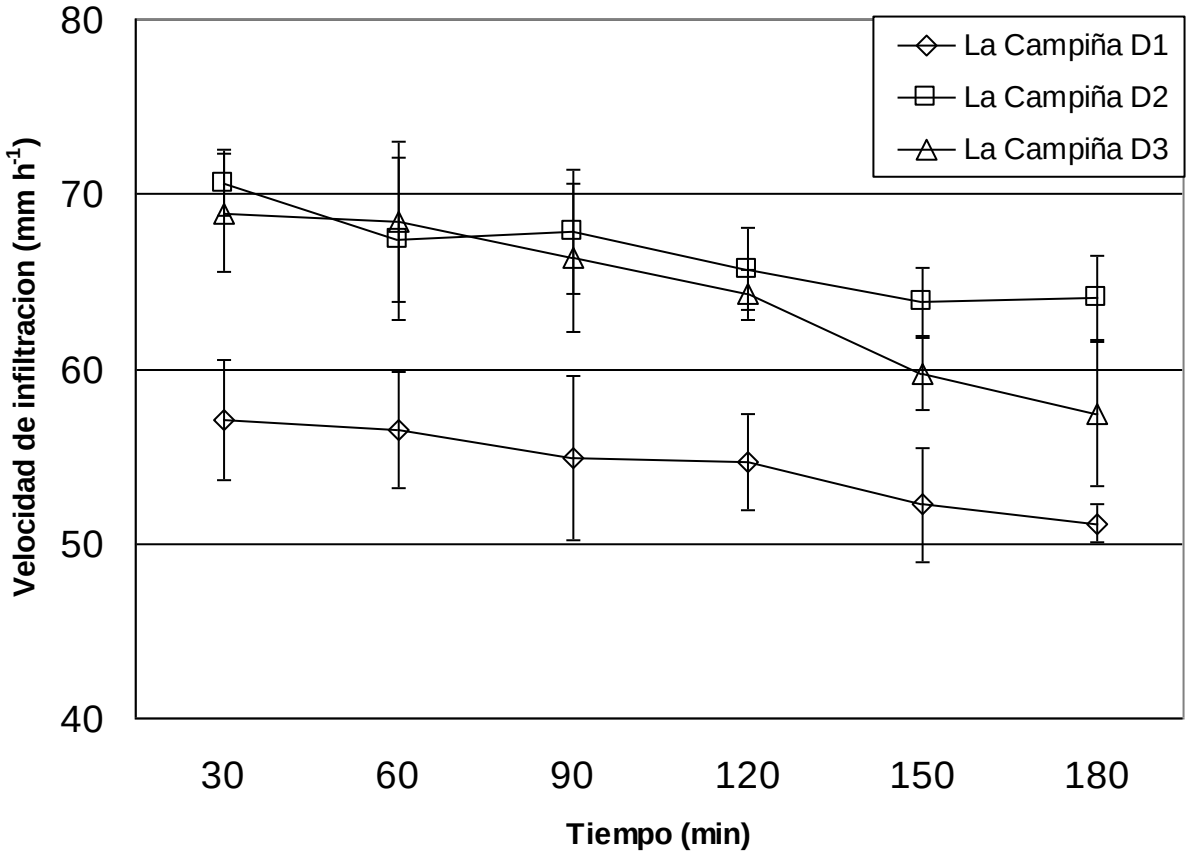

Figura 2. Eficiencia de los tratamientos (Lodo "La Campiña II") respecto a las velocidades de infiltración (VI) de las columnas de suelo: valores promedio y desviación estándar durante el proceso de lixiviación para las tres dosificaciones: D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.700 g.

En el caso de las VFI se obtuvieron valores significativamente bajos para el caso de las columnas testigo respecto a todas las columnas de suelo tratadas. El incremento de las VFI en las columnas de suelo tratadas se puede atribuir a la disolución de los lodos ricos en cationes polivalentes, los cuales aumentaron la concentración total de electrolitos en solución, minimizando así la dispersión de las arcillas de las columnas de suelo. En las columnas de suelo tratadas con las dosis de lodo "La Campiña II", la dosis D2 resultó ser el tratamiento más eficiente, mientras que para el tipo de lodo "Isleta" las tres dosificaciones D1, D2 y D3 presentaron igual eficiencia de VFI (Tabla 2).

Sin embargo, un problema que pudiera surgir con el uso del lodo tipo "Isleta" es que, debido a su elevada concentración de aluminio, este podría afectar la capacidad de extracción de fósforo por parte de las plantas (EPA 2007). Es importante controlar que los suelos mantengan concentraciones no mayores a 30g de alumbre/ kg de suelo, ya que estudios previos mostraron que para ciertos cultivos, esta capacidad se vio afectada en concentraciones de alumbre mayores (Mahdy et al. 2007).

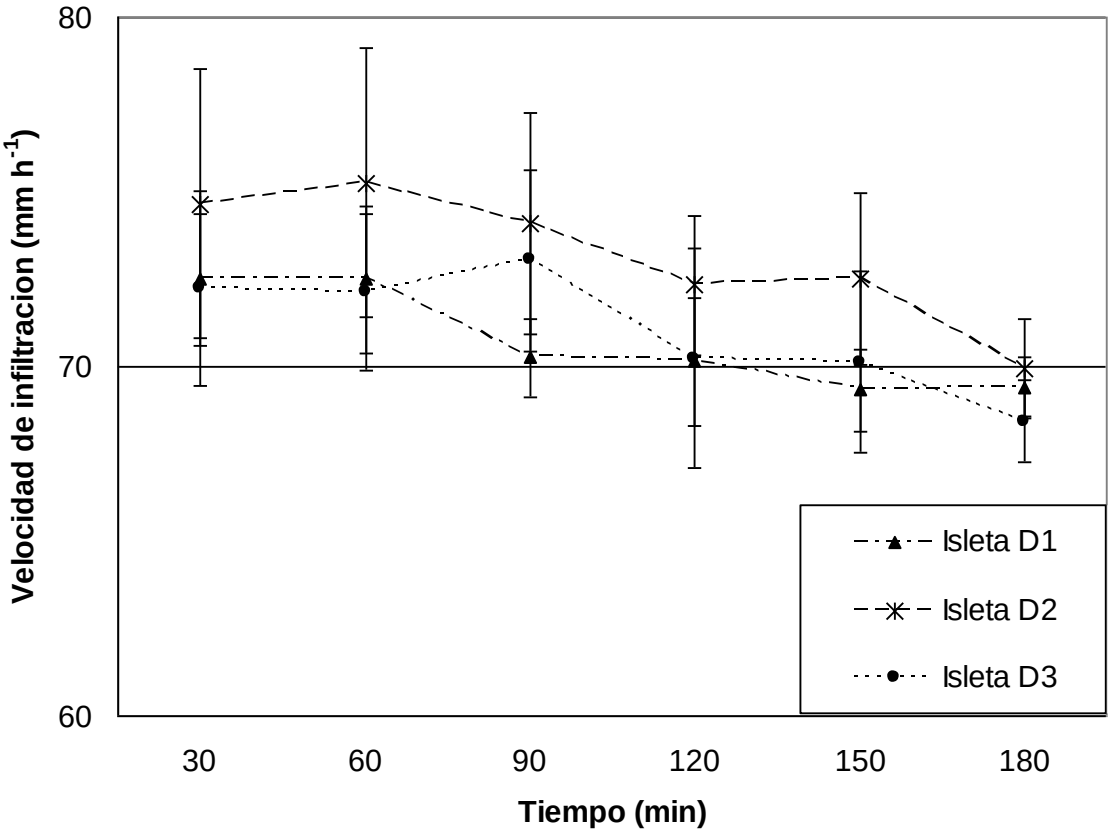

Figura 3. Eficiencia de los tratamientos (Lodo "Isleta") respecto a las velocidades de infiltración (VI) de las columnas de suelo: valores promedio y desviación estándar durante el proceso de lixiviación para las tres dosificaciones: D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.700 g.

Tabla 2. Eficiencia de los tratamientos (lodos) en función de las velocidades finales de infiltración (VFI): dos tipos de lodo ("La Campiña e "Isleta"), tres dosis (D1, D2 y D3), mas el control (no tratamiento).

Tratamiento	VFI mm h^{-1}		VFIR %
Isleta D2	69.94± 1.43[a]	e[b]	192,78
Isleta D1	69.42± 0.84	e	191,34
Isleta D3	68.44± 1.19	e	188,63
La Campiña D2	64.03± 2.49	d	176,49
La Campiña D3	57.47± 4.21	c	158,40
La Campiña D1	51.14± 1.08	b	140,97
Control	36.28± 1.62	a	

[a] ± 1 desviacion estandar

[b] las VFI con diferente letra son significativamente diferentes para un valor P<0.01 de acuerdo con el test de Duncan

Comportamiento de la conductividad eléctrica, concentración de sodio, y Relación de Absorción de Sodio (RAS) en el lixiviado de las columnas suelo

Los valores obtenidos de CE en las muestras de agua de precolación de cada columna de suelo, presentaron un comportamiento similar durante el tiempo (Figura 4). Los valores de CE para la primera media hora estuvieron entre 36.77 y 42.73 mS cm^{-1}, los que disminuyeron de forma drástica al cumplirse la primera hora, para finalizar con valores entre 1.01 y 1.20 mS cm^{-1} después de tres horas (Figura 4).

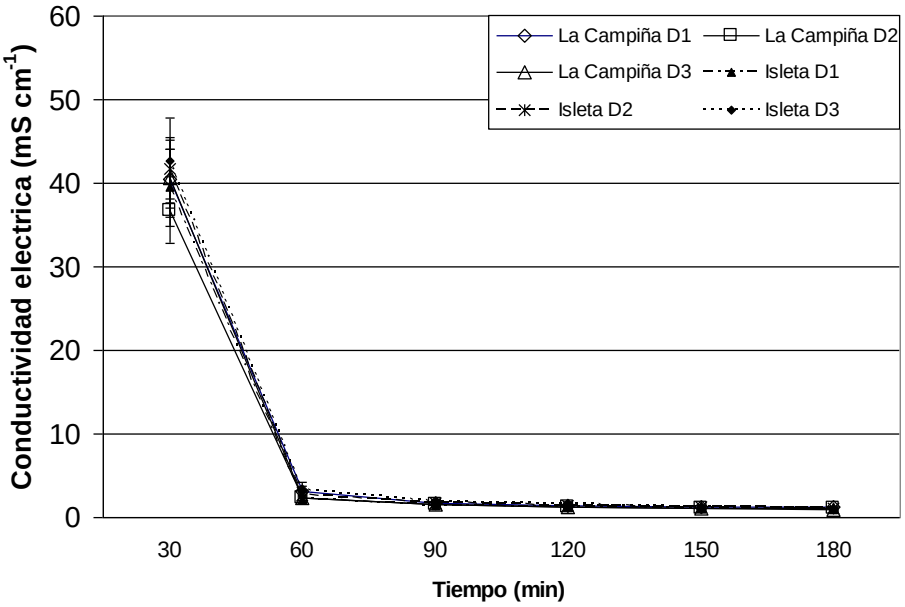

Figura 4. Conductividad eléctrica en el lixiviado de las columnas de suelo: valores promedio y desviación estándar durante el proceso de percolación para los dos tipos de lodos ("La Campiña II" e "Isleta") y las tres dosificaciones (D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.700 g.)

En el caso de la concentración de sodio presente en el lixiviado de cada una de las columnas de suelo, los resultados mostraron valores similares entre las distintas columnas que recibieron algún tipo de tratamiento (Figura 5). Los valores de la concentración de sodio promedio para la primera media hora estuvieron entre 100.60 y 139.35 mmolc/l, con un descenso drástico al cumplirse los primeros 60 minutos (1.17 y 2.32 mmolc/l), y finalizar con valores entre 0.17 y 0.19 mmolc/l (Figura 5).

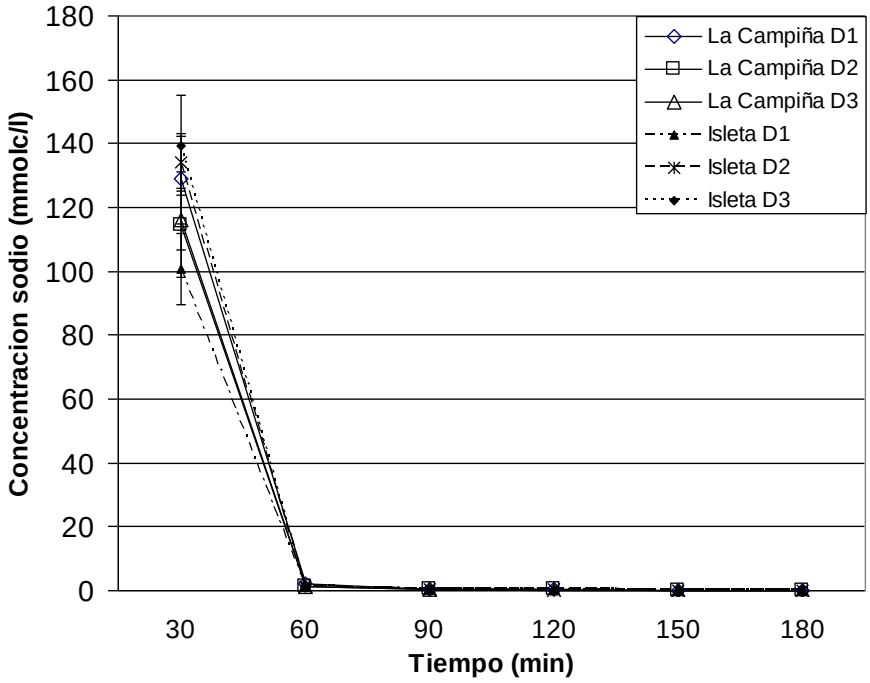

Figura 5. Concentración de sodio en el percolado de las columnas de suelo: valores promedio y desviación estándar durante el proceso de percolación para los dos tipos de lodos ("La Campiña II" e "Isleta") y las tres dosificaciones (D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.700 g.)

No se observaron diferencias importantes en los valores de la RAS obtenidos de forma indirecta del lixiviado de cada una de las columnas de suelo. Los valores de la RAS promedio para la primer toma (30 minutos) estuvieron entre 6.70 y 9.20. Estos valores disminuyeron de manera abrupta al cumplirse los primeros 60 minutos, lo cual era de esperarse siguiendo así la tendencia de la CE y la concentración de sodio. La RAS promedio disminuyó de forma suave las siguientes dos horas, para terminar con valores entre 0.07 y 0.08 (Figura 6).

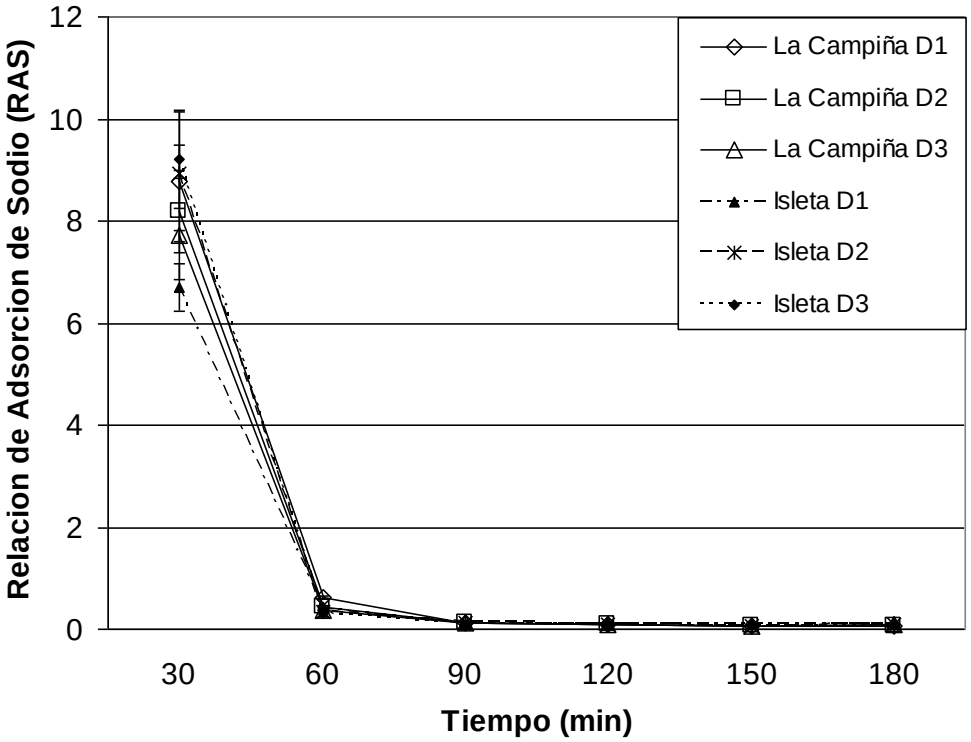

Figura 6. Relación de absorción de sodio (RAS) en el lixiviado de las columnas de suelo: valores promedio y desviación estándar durante el proceso de filtración para los dos tipos de lodos ("La Campiña II" e "Isleta") y las tres dosificaciones (D1= 0.424 g, D2= 1.061g y D3= 1.700 g.).

CONCLUSIONES

Todos los tratamientos aplicados a las columnas de suelo resultaron efectivos en elevar la velocidad final de infiltración. El experimento mostró que existen diferencias significativas entre las velocidades finales de infiltración para las columnas de suelo tratadas respecto a las que no recibieron tratamiento. En el caso del lodo tipo "La Campiña II", la dosis D2 resultó con la mejor velocidad final de infiltración, mientras que para el lodo tipo "Isleta", no se encontraron diferencias significativas entre las dosis aplicadas. El lodo "Isleta" resultó más eficiente que el lodo tipo "La Campiña II".

No se encontraron diferencias significativas entre los valores de la conductividad eléctrica, la concentración de sodio y la relación de absorción de sodio, en función del tipo de lodo y la dosis aplicada en las columnas con algún tipo de tratamiento. Sin embargo el uso de lodo tipo "Isleta" podría presentar un problema ambiental debido a su elevada concentración de aluminio. Tomando en cuenta este último punto, se concluye que ambos tipos de lodos mostraron resultados que los hacen atractivos para su uso en suelos con problemas de sodicidad, específicamente para mejorar la permeabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue llevado a cabo gracias al apoyo económico de la Universidad Autónoma de Sinaloa (PROFAPI 2008/049), en convenio de colaboración con el Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. (CIAD Culiacán) y la Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán (JAPAC).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Abdel-Dayem, S. (1997). *Water logging and Salinity, Water Resources, Environmental Planning, Management, and Development*, Ed. McGraw-Hill.

Abid, M., Hassan, A., Ghafoor, A., Iqbal M. (2003). *Brackish Water for Irrigation: III Effects on Yields of Crops in Wheat-Rice Rotation and Properties of the Bhalike Soil Series*, Asian Journal of Plant Sciences, 2 (9), 661-672, 2003.

Amezketa, E., Aragüés, R., Gazol, R. (2005). *Efficiency of Sulfuric Acid, Mined Gypsum, and Two Gypsum By-Products in Soil Crusting Prevention and Sodic Soil Reclamation*, Agronomy Journal, 97: 983-989.

Connell, L.D., Gilfedder M., Jayatilaka, C., Bailey, M., Vandervaere, J. P. (1999). *Optimal Management of Water Movement in Irrigation Bays, Environmental Modelling & Software*, 14: 171-179.

Díaz, C. R. (2004). *Los Limites Locales del Crecimiento, Sinaloa en la Dimensión Global*, Instituto de Investigaciones Económicas y Sociales, Universidad Autónoma de Sinaloa.

EPA (2007). *EPA Guidelines, Use of Water Treatment Solids (WTS): Updated May 2007*, U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA), http:www.epa.gov.

Gafni, A., Zohar, Y. (2001). *Sodicity, Conventional Drainage and Bio-Drainage in Israel, Australian Journal of Soil research*, 39 (6), 1269-1278.

Gili, P., Marando, G., Irisarri, J., Sagardoy, R. (2004). *Efecto de las Técnicas de Lavado y Fertilización sobre la Salinidad en Suelos del Alto Valle de Río Negro y Neuquén, Argentina*, Agricultura Técnica, 64 (3), 295-304.

Hansen, V. E. (1980). *Irrigation Principles and Practices*, John Wiley & Sons.

INEGI (2005). *Cuaderno Estadístico Municipal*, Navolato, Sinaloa.

JAPAC (2008). *Pagina de Internet de la Junta de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán*, http://www.japac.gob.mx.

Mahdy, A. M., Elkhatib, E. A., Fathi, N. O., (2007). *Drinking Water Treatment Residuals as an Amendment to Alkaline Soils: Effects on the Growth of Corn and Phosphorus Extractability*, International Journal of Environmental Science Technology, 4 (4), 489-496.

Olias, M., Cerón, J.C., Fernandez, I., (2005). *Sobre la Utilización de la Clasificación de las Aguas de Riego del U.S. Laboratory Salinity (USLS)*, Geogaceta, 37, 111-113.

Oster, J. D., Shainberg, I. (2001). *Soil Responses to Salinity and Sodicity: Challenges and Opportunities*, Australian Journal of Soil Research, 9 (6), 1219-1224.

SEMARNAT (2008). *Pagina de Internet de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*, http://www.portal.semarnat.gob.mx/semarnat/portal

---

Este documento debe citarse como:
Díaz Ibarra, M. A., Muy Rangel, M. D., Rubio Carrasco, W., Armendáriz Alcaraz, O., (2010). **Aplicación de lodos de procesos de potabilización como mitigantes de la solidicidad en suelos agrícolas**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 14-2, pp 87-97, ISSN: 1665-529-X.