

## LAVADO DE SALES EN SUELOS ALUVIALES COSTEROS DE OAXACA, MÉXICO, CON AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES TRATADAS

Edgar Iván SÁNCHEZ BERNAL<sup>1\*</sup>, Héctor Manuel Ortega Escobar<sup>2</sup>,  
Gelia Tomasa SANDOVAL OROZCO<sup>3</sup>, Ricardo Antonio HERNÁNDEZ VIRUEL<sup>4</sup> y  
Carlos ESTRADA VÁZQUEZ<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ecología, Universidad del Mar Campus Puerto Escondido, Oaxaca, México

<sup>2</sup> Programa de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, México

<sup>3</sup> Instituto de Recursos, Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Oaxaca, México

<sup>4</sup> Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Oaxaca, México

<sup>5</sup> Instituto de Ecología, Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Oaxaca, México

\*Autor responsable; edgarivansb@zicatela.umar.mx

*(Recibido marzo 2011, aceptado junio 2012)*

Palabras clave: salinidad, sodicidad, lixiviación, desalinización

### RESUMEN

Los suelos de planicie aluvial costera de Colotepec, Oaxaca, con deficiente drenaje natural, napa freática somera e irrigados con aguas de pozo de moderada salinidad, acumulan sales en sus 20 cm superiores. Su tipogénesis forma Solonchaks que limitan el crecimiento y desarrollo de cultivos agrícolas. Con el fin de estudiar el desplazamiento de sales de la capa arable mediante su lixiviación con aguas residuales tratadas, como alternativa de uso sustentable para evitar su descarga sin tratar en la zona intermareal, así como la sobre extracción de aguas subterráneas por el riego, se experimentó en condiciones de invernadero el lavado de sales en columnas de suelo colectadas en campo. Se aplicó una norma de lavado ( $Q_a/Q_\pi = 1$ , equivalente a 54.82 m<sup>3</sup>/ha con los tratamientos agua destilada (control), agua de pozo, agua residual tratada y una mezcla de agua de pozo y agua residual tratada en proporción 1:1. La salinidad inicial edáfica se determinó en 5.40 g/L (91.83 Mg/ha). El porcentaje de sodio intercambiable fue superior a 15 % y el pH mayor a 8.5. La salinidad residual promedio del espesor de suelo (0-30 cm) lixiviado con agua de pozo fue de 0.67 g/L (11.39 Mg/ha) y el porcentaje de sodio intercambiable fue de 2.76 %, mientras que con agua residual tratada, se determinó en 0.86 g/L (14.62 Mg/ha) y el porcentaje de sodio intercambiable fue de 6.53 %. Estos valores indican adecuados niveles salinos y de sodio intercambiable. El lavado con ambos tipos de agua desalinizó en forma temporal el estrato arable.

Key words: salinity, sodicity, lixiviation, desalination.

### ABSTRACT

The soils of the coastal alluvial plain of Colotepec, Oaxaca, with deficient natural drainage, a shallow water table and irrigated with well-water of moderate salinity, accumulate salts in the top 20 cm of the soil layer. Its tipogenesis form Solonchaks that limit the growth and development of crops. In order to study the movement of

salts in the topsoil, it is leached using wastewater as an alternative to sustainable-use water sources to avoid untreated discharge into the intertidal zone and to protect from over-extraction of groundwater used for irrigation. The leaching experiment took place in greenhouse conditions using soil columns collected from the field. A leaching standard of  $(Q_a/Q\pi) = 1$  was applied, equal to 54.82 m<sup>3</sup>/ha using the following treatments: distilled water (control), well water, treated waste-water and, finally, a mix of well-water and treated waste-water at equal amounts (1:1). Initial salinity of soils was determined at 5.40 g/L (91.83 Mg/ha). The percentage of exchangeable sodium was superior to 15 % and the pH more than 8.5. The average residual salinity of soil thickness (0-30 cm) leached with well-water was 0.67 g/L (11.39 Mg/ha) and the percentage of exchangeable sodium was 2.76 %. With treated waste-water it was determined to be 0.86 g/L (14.62 Mg/ha) and the percentage of exchangeable sodium was 6.53 %. These values indicate adequate levels of salinity and exchangeable sodium. Leaching with both types of water temporarily desalinated the topsoil.

## INTRODUCCIÓN

Los suelos irrigados afectados por sales ocupan una superficie mundial de 954 832 000 hectáreas (Szabolcs 1994), que al dejar de ser productivas se convierten en eriales cuyo abandono genera migración y apertura de nuevas áreas de riego que con el tiempo se salinizan, lo que conlleva un daño ambiental, económico y social a los países que afrontan el problema. En México la superficie de riego con problemas de salinidad es de 65 000 hectáreas aproximadamente (Ruiz Cerda *et al.* 2007) que dejan de ser productivas y se degradan ante la demanda nacional de alimentos. Uno de los métodos de control de esta salinización es el lavado de sales con base en el uso de volúmenes de agua de sobre riego para desplazar sales de los horizontes superiores a los inferiores y evacuarlas a través de drenaje parcelario hacia el mar o lagunas artificiales donde no causan impacto ambiental (Sánchez 1994). Sin embargo su principal limitante en la zona costera de Oaxaca, es la indisponibilidad de adecuados volúmenes de agua en estiaje, debido tanto a la variación climática que ha provocado un menor volumen de agua precipitada que ingresa al suelo y a los acuíferos, como a la extracción excesiva de los cuerpos de agua subterráneos que se destinan a distintos usos y que impiden la recuperación de dichos acuíferos en periodos de recarga (CONAGUA 2008a). Precisamente la necesidad de evacuar las aguas negras de las grandes urbes del país, ha propiciado el uso de aguas residuales para el riego de valles áridos y semiáridos cercanos a las megalópolis nacionales. Es el caso del Tajo de Nochistongo construido a principios de 1900 para derivar en primera instancia las aguas residuales de la Ciudad de México y con el paso del tiempo

las de su zona conurbada. Estas aguas corren través de los ríos Tula y Moctezuma hacia la cuenca del Pánuco y desembocan en el Golfo de México. A su paso por el estado de Hidalgo las aguas residuales crudas irrigan 180 000 ha del Valle del Mezquital con un volumen aproximado de 2553 Mm<sup>3</sup>. Como resultado el valle produce abundantes cosechas de alfalfa y avena que se consumen en la cuenca lechera del propio Valle, así como maíz, trigo, cebada, legumbres y hortalizas que se consumen en la zona urbana de la cuenca de México, sin embargo las aguas presentan un grado de contaminación química y microbiológica considerable que está ocasionando problemas de salud al ser humano, el deterioro de las propiedades fisicoquímicas de los suelos y la contaminación de aguas subterráneas (Can *et al.* 2008). Durante el transcurso del siglo XX se incorporaron al riego con aguas negras los valles de Ciudad Juárez, Chihuahua, Monterrey, Nuevo León, Aguascalientes, Tlaxcala y Puebla que padecen los mismos problemas de contaminación señalados. A partir de los años 80, se trabajó en el establecimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales con fines de riego. Se concluyó que el tratamiento con lodos activados, basado en el principio del uso de microorganismos aeróbicos suspendidos en reactores biológicos ya sea mediante aireación o agitadores mecánicos era ideal para obtener un efluente de calidad para uso agrícola o para el riego de áreas verdes urbanas (Ramalho 1996, Metcalf y Eddy *et al.* 2003). El desarrollo de esta infraestructura, la aplicación de estudios microbiológicos y fisicoquímicos para mejorar la calidad del agua sin afectar la producción, el reuso de aguas residuales por parte de la industria y su tratamiento *in situ* antes de descargarlas a cuerpos de agua, permitió ampliar el proyecto de riego con aguas residuales, lo que

derivó en la necesidad de contar con más plantas de tratamiento. Sin embargo, a nivel nacional la planeación e inversión en este rubro aún es insuficiente ya que actualmente se tratan únicamente 47 % de las aguas residuales totales. Por ejemplo en la Ciudad de México sólo se trata 2 % de los 50 m<sup>3</sup> que se consumen por segundo en un día y el 98 % restante se desaloja de la cuenca sin tratar (Moreno 2008). Hoy día, el estado de Oaxaca cuenta con sesenta y seis de plantas de tratamiento, con capacidad total de 1510 L/s, pero solo tratan un volumen de 986 L/s (CONAGUA 2008 b), situación que explica el vertido de aguas residuales municipales de las poblaciones ribereñas en los cauces de ríos y arroyos que avenan las cuencas del estado, como es el caso de las que drenan al Pacífico y que contaminan sus fuentes de agua superficial y subterránea, así como sus playas. El objetivo del presente estudio fue evaluar la capacidad de lixiviación de distintas fuentes de agua de diversa calidad química, a saber: agua residual tratada por métodos biológicos que cumple con la NOM-003-SEMARNAT-1997 (SEMARNAT 1997), agua de pozo y mezcla de agua de pozo y agua residual tratada en proporción 1:1, en suelos salinos de la planicie costera de Colotepec, Oaxaca, así como determinar las normas activas de lavado y su proyección hipotética en campo, para lo cual se implementó un proceso de lixiviación de sales en columnas de suelo.

### Aspecto teórico

El lavado de sales en suelos, implica hacer pasar una lámina de agua, adicional al punto de saturación del suelo, para ello es necesario llevar el suelo a capacidad de saturación ( $Q\pi$ ), lo que implica registrar el volumen requerido para establecer la relación suelo-agua  $1 \approx 0.2-0.6$ . Cualquier volumen adicional al necesario para saturación ejercerá en el suelo un efecto de lavado, lo que constituye un volumen o norma activa de lavado

$$(Qa/Q\pi)$$

Donde:  $Qa$  es el volumen activo de lavado (González 1982, Sánchez 1994). En el presente trabajo, en primer lugar se determinó el volumen con el que una muestra de suelo contenida en una columna llega al punto de saturación ( $Qa/Q\pi = 0$ ), es decir cuando se obtiene la primera gota del efluente y en segundo lugar la norma activa de lavado ( $Qa/Q\pi = 1$ ), es decir el volumen de agua requerido para llevar el suelo a saturación más otro volumen igual. De acuerdo a investigadores como Panin (1962) y Litovchenko (1988), una relación

de extracción suelo-agua  $1 \approx 0.2-0.6$  desplaza las sales fácilmente solubles, pero no las mediana y difícilmente solubles; en contraste las relaciones de extracción suelo-agua 1:5 y 1:10, son capaces de lixiviar además de las sales fácilmente solubles, una gran cantidad de sales de mediana y baja solubilidad.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La zona de muestreo con superficie aproximada de una hectárea, se localiza en el bajo relieve de la cuenca del río Colotepec, en las inmediaciones del poblado La Barra, Municipio de Santa María Colotepec, Oaxaca, en las coordenadas 15° 49.005' de latitud norte y 97° 1.774' de longitud oeste; colinda al norte con las estribaciones de la Sierra Madre del Sur y al sur con el Océano Pacífico. Son terrenos de baja elevación (20 msnm) y pendiente suave (2°), que forman parte de la planicie aluvial costera de dicha cuenca que drena hacia el mar. Los suelos del cuaternario acumulan sedimentos como resultado de procesos hidroerosivos que han cubierto a las rocas metamórficas del complejo Xolapa de edad Paleozoica (De Scerna 1965). El clima es cálido sub-húmedo con lluvias de menor humedad  $Aw_0 (w)$ , con temperatura media anual de 27.4 °C (la del mes más caliente, mayo, es de 29.4 °C y la del mes más frío, enero, es de 25.5 °C); la precipitación total anual es de 1057.8 mm (García 1973). La selva mediana caducifolia nativa del lugar presenta una intensa perturbación antrópica a causa de la tala, desmonte y aclareo para establecer parcelas agrícolas con sistemas de riego de bombeo de aguas subterráneas. En los alrededores se presentan manchones eriazos con vegetación halófito y áreas con vegetación secundaria; sin embargo todavía es posible observar vegetación arbustiva conformada por *Andira inermis* (Cacajo de caballo), *Spondias sp.* (jocote), *Acacia cornigera*, *Cordia alliodora* (suchichahue), *Bursera simaruba*, *Hura poliandra*, *Ficus sp.* (*Ficus*) y *Enterolobium cyclocarpum*. En manchones salinos se observa vegetación halófito como romerito (*Suaeda torreyana S.*) y ejemplares de *Opuntia sp.* Las plantas cultivadas en las inmediaciones del sitio son maíz (*Zea mays*), albahaca (*Ocimum bacilicum L.*), tomillo (*Tymus vulgaris L.*), eneldo (*Anethum graveolans L.*) y cacahuete (*Arachys hipogea L.*). Aproximadamente 500 m al este de los terrenos muestreados corre el río Colotepec principal fuente hídrica de esta cuenca exorreica que nace en la Sierra Madre del Sur a 2300 msnm, baja con rumbo suroeste en trayectoria sinuosa y de fuerte pendiente hasta

desembocar en el Océano Pacífico, su longitud es de 100 km, medidos desde su nacimiento hasta Santa María Colotepec. De acuerdo a datos de la estación meteorológica La Ceiba, transporta un volumen anual de 905.05 Mm<sup>3</sup>, con un gasto medio anual de 48.67 m<sup>3</sup>/s (INEGI 2004). Los usos principales a que se destina son el doméstico, el agrícola y el recreativo.

### Muestreo y análisis de suelos, aguas y lixiviados

En la primavera de 2008 se realizó la colecta de muestras de suelo; dada la homogeneidad del paisaje, se establecieron cuatro perfiles al azar por el método de zig-zag a distancia de 25 m entre monolitos según método indicado por la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT 2002). La colecta se hizo en espesores de 20 cm hasta una profundidad de 0.80 m, donde se localizó el manto freático. También se colectaron muestras de agua de pozo profundo utilizadas para riego de parcelas contiguas, para lo cual se utilizaron botellas de polipropileno de 1 L de capacidad, previamente lavadas con agua destilada. Las muestras de suelo se secaron al aire libre y posteriormente se tamizaron en mallas de 2 mm de diámetro, para su análisis en el Laboratorio de Investigación de la Universidad del Mar. De manera colateral se trataron aguas residuales de dicha Universidad por el sistema de lodos activados operado en lote secuencial en un reactor biológico, y se preparó una mezcla de agua de pozo y residual tratada en proporción volumétrica 1:1. En el laboratorio, a las aguas de pozo y residual tratada se les determinó pH y conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) mediante un multiparámetro marca Hanna ® modelo HI98129, relación de adsorción de sodio (RAS), porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y sólidos totales disueltos (STD en g/L) mediante residuo seco calcinado (RSC) en mufla a 600 °C, según procedimientos señalados por el Manual 60 del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América (USDA 1985). Se determinaron los cationes  $\text{Ca}^{2+}$   $\text{Mg}^{+2}$ , aniones  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{Cl}^-$  por el método titrimétrico;  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  por flamometría (Flamómetro IL-653) y  $\text{SO}_4^{2-}$  por espectrofotometría. A las aguas residuales tratadas se les determinó demanda química de oxígeno (DQO) por el método semimicro, sólidos suspendidos totales y suspendidos volátiles (métodos 2540 D y E), ambos señalados por APHA (1998), índice volumétrico de lodos por el método de Ramalho (1996), coliformes fecales mediante la técnica de cultivo en medio líquido con tubos de fermentación indicada en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-42-1987 (SECOFI 1987) y huevos de helminto de acuerdo con el procedimiento especificado por Ayres y Duncan

(1996). A los suelos se les determinó la textura por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Palmer y Troeh 1980), el color del suelo en húmedo y en seco mediante cartas de color Munsell. Para evaluar su salinidad previa y al final del proceso de lavado, se obtuvieron extractos acuosos de pastas de saturación, determinando su pH, CE (dS/m), STD, cationes y aniones solubles por los métodos indicados y el PSI según el procedimiento señalado en el Manual 60 (USDA 1985). Idénticas determinaciones se practicaron a los efluentes lixiviados.

### Montaje experimental del proceso de lavado

Se utilizaron diez columnas de policloruro de vinilo (PVC) cubiertas con una capa de parafina para evitar el flujo de pared durante el lavado, nueve con diámetro interior de 15.24 cm y longitud de 60 cm, y una columna de igual diámetro pero de 30 cm de longitud que sirvió como plato de evaporación. Las columnas se sellaron en su parte inferior con papel filtro Whatman 42 y malla mosquitero y se empacaron con 1.52 kg de suelo por espesor de 5cm, resultado de considerar una densidad aparente de 1.67 g/cm<sup>3</sup> y un volumen ocupado por esa capa de 912.07 cm<sup>3</sup>, hasta formar un espesor total de 50 cm (el plato de evaporación se conformó por una columna de 20 cm de espesor). En condiciones de invernadero, las columnas de suelo se asentaron sobre embudos de plástico de 25 cm de diámetro, acoplados a perforaciones de dos mesas de madera que soportaron las columnas, con ello fue posible colectar los efluentes del proceso de lavado en botes de plástico de 250 mL de capacidad. Las mesas fueron adaptadas con estructuras metálicas para fijar, dar soporte y verticalidad a las columnas, así como para sostener en su parte superior las probetas tipo Mariotte de 1000 mL de capacidad que contenían el agua de lavado de los diversos tratamientos. Las probetas se sellaron con tapón de hule, y su conexión a dos tubos de vidrio de 1.0 cm de diámetro y 6.0 cm de longitud, y a dos mangueras de hule de 1.0 cm de diámetro y 30 cm de longitud, permitió mantener una carga hidráulica de 10 cm con efecto de vacío, lo que liberó agua conforme la carga hidráulica se infiltró en el suelo. La carga se mantuvo constante durante todo el proceso hasta obtener los volúmenes activos de lavado

$$Q_a/Q_\pi = 0,1$$

Donde:  $Q_a$  es el volumen de agua con que un suelo llega a su capacidad de saturación más otro volumen igual, y así sucesivamente; y  $Q_\pi$  = Volumen de agua necesario para llevar el suelo a capacidad de saturación.



El experimento se estableció con un testigo (agua destilada), tres tratamientos  $T_1$  (agua de pozo noria),  $T_2$  (agua residual tratada),  $T_3$  (mezcla de agua de pozo y agua residual tratada en proporción 1:1) y tres repeticiones, lo que arroja un total de nueve unidades experimentales (columnas de suelo) distribuidas en un diseño completamente al azar. El lavado de suelos se realizó con las aguas experimentales contenidas en las probetas Mariotte; la lámina de lavado se mantuvo constante hasta obtener los volúmenes porosos de lavado  $Qa/Q\pi$  establecidos. Se midió la temperatura diaria con un termómetro de máximas y mínimas, asimismo se determinó la evaporación diaria de la carga de agua de las columnas, utilizando el plato de evaporación. Los volúmenes evaporados diarios se cuantificaron mediante la igualdad:

$$\text{Lámina evaporada (mm)} = V_e/A(10)$$

Donde:  $V_e$  es el volumen evaporado diario,  $A$  el área de la sección transversal de la columna ( $182.41 \text{ cm}^2$ ) y 10 el factor de conversión de cm a mm.

Por su parte la lámina activa de lavado (LAL) se determinó conforme la siguiente ecuación:

$$\text{LAL} = [\text{Lámina bruta cm}] - [\text{carga hidráulica cm}] + [\text{Evaporación (mm)/10}] + \pi cs$$

Donde: la carga hidráulica es 10 cm, 10 el factor de conversión de mm a cm y  $\pi cs$  el volumen poroso de saturación del suelo en cm.

La cuantificación de sales extraídas se inició al colectarse la primera gota del efluente. Al efecto se consideró que el volumen de agua con el que se obtiene dicha gota, es el valor de la capacidad de saturación del suelo ( $Q\pi$ ); para investigadores como Safanov (1960) y Kovda (1980), es la constante de lavado de cualquier profundidad del suelo. La colecta de extractos acuosos continuó hasta obtener el volumen de lavado  $Qa/Q\pi = 1$ , es decir un volumen de agua adicional al de saturación. El lavado experimental fue de 103 días (8 de noviembre de 2008 al 18 de febrero de 2009). Al obtenerse los volúmenes porosos  $Qa/Q\pi$ , se quitaron las probetas y se eliminó la carga de agua de cada columna. Enseguida se extrajeron muestras de suelo en capas de 5.0 cm hasta completar diez espesores por columna que fueron secados al aire y trasladados al laboratorio para determinar su salinidad residual ( $S_r$ ) y composición fisicoquímica. Los resultados del curso de lavado se graficaron en curvas de lixiviación de sales extraídas, ajustadas para fines de predicción a una función potencial del tipo  $Y = ax^b$ . En el eje

de las abscisas se estableció la relación  $Qa/Q\pi$  y en el eje de las ordenadas la relación

$$S_r - \sum S_{ext}/S_i$$

Donde:  $S_i$  es la salinidad inicial determinada en la relación de extracción suelo-agua  $1 \approx 0.2-0.6$ ,  $\sum S_{ext}$  la sumatoria de la salinidad extraída por los efluentes cada 100 mL y 100 el factor de conversión a % con relación a  $S_i$ .

Mediante correlación se obtuvo el grado de asociación entre las variables CE y cationes y aniones solubles lixiviados, así como entre la RAS y el PSI de los extractos acuosos. Enseguida se obtuvo el promedio de la salinidad residual de las columnas de suelo de los distintos tratamientos y se determinó su desviación estándar y coeficiente de variación. Finalmente, para establecer diferencias significativas de salinidad ( $S_r$ ) entre espesores y entre tratamientos con valor de  $p < 0.5$  se utilizó el análisis de varianza mediante el sistema de análisis estadístico SAS (1996).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización fisicoquímica de los suelos experimentales

Se trata de regosoles éutricos de planicie aluvial (FAO-UNESCO 1998), formados por acumulación sucesiva de sedimentos limosos que han migrado del alto al bajo relieve como resultado de intensos procesos de erosión hídrica. El horizonte A1 tiene una profundidad aproximada de 14 cm; el horizonte B exhibe deterioro de su estructura de migajón fino a consecuencia de procesos de dispersión coloidal inducida por las aguas de riego salino sódicas que ingresan al sistema, fenómeno relacionado con la textura que hasta el espesor 0-80 cm se determinó como franco limosa. En esencia los sedimentos limosos presentan partículas pelíticas que taponan los poros y causan sellamiento, lo que origina un pobre drenaje natural, permeabilidad  $\approx 0.7 \text{ cm/h}$ , deficiente conductividad hidráulica y excesiva acumulación de agua asociada al ascenso de la tabla freática durante la estación húmeda, condiciones que propician un ambiente anaeróbico en el suelo (Sánchez *et al.* 2012). La granulometría arrojó una densidad de  $1.67 \text{ g/cm}^3$ , que de acuerdo a lo asentado en el Manual 60 (USDA 1985), dificulta el crecimiento y desarrollo de raíces de plantas cultivadas. El color del suelo en húmedo, pardo

amarillento, se vincula a la presencia de limonita y a un bajo contenido de materia orgánica (De Scerna 1965, FitzPatrick 1984).

La salinidad inicial ( $S_i$ ) determinada en el RSC y la CE promedio del extracto de saturación del suelo en los espesores de los perfiles analizados, indican que el espesor 0-20 cm (horizonte A1) acumula alta concentración de sales (5.40 g/L ó CE medida de 8.64 dS/m), que disminuye de manera abrupta hasta el espesor 60-80 cm (1.87 g/L de sales ó CE medida de 3.40 dS/m). Este patrón de acumulación fue explicado por Oster y Schroer (1979) quienes indican que la repetición del ciclo humedad-sequía origina la concentración de una gran cantidad de sales en la zona de fluctuación de agua, pero no en la de saturación, por ello la acumulación salina es máxima en la superficie. Estos valores corresponden a suelos que dado el deficiente drenaje natural, manto freático poco profundo y ascenso capilar de aguas por excesiva evaporación y escasa precipitación pluvial en estiaje, acumulan sales en la superficie a concentraciones que exceden el umbral de tolerancia de las glicófitas, estimado en 2.56 g/L de concentración de la solución del suelo, equivalente a una CE de 4.0 dS/m (Maas 1985) y que limitan el crecimiento y desarrollo de las plantas cultivadas. Asimismo su reacción es neutra a ligeramente alcalina, sin embargo son proclives a generar reacción alcalina dados los valores de RAS > 20 y de PSI > 15% (**Cuadro I**), lo que implica un grado de restricción de uso agrícola moderado con afectaciones por disminución de la infiltración de agua del suelo (Ayers y Westcot 1987); fenómeno propio de una tipogénesis salino-sódica que los identifica como Solonchaks (Szabolcs 1989).

### Caracterización fisicoquímica de las aguas experimentales

*Agua destilada.* Se utilizó como testigo; es un agua de pH neutro, sin problema de sales y de sodio,

por lo que de acuerdo con la clasificación de Ayers y Westcot (1987), no presenta ningún riesgo para su uso agrícola (C1-S1). Sin embargo la ausencia de cationes y aniones solubles es una característica poco deseable en agricultura dado el nulo aporte de nutrientes minerales de esta agua a las plantas (Rhoades 1992). En cuanto al lavado de sales en suelos, investigadores como Helalia *et al.* (1990), indican la limitante que implica utilizar aguas de baja concentración electrolítica (<2.0 dS/m) para lixiviar sales, ya que al carecer de electrolitos divalentes como el ion  $Ca^{2+}$  y el  $Mg^{2+}$  disminuyen la capacidad de intercambio catiónico de los suelos y desplazan una menor cantidad de iones  $Na^{1+}$ , lo que está vinculado a procesos de dispersión coloidal y destrucción de la estructura del suelo que genera deficientes condiciones de infiltración hídrica y anaerobiosis.

*Aguas de pozo profundo.* Se trata de aguas subterráneas moderadamente mineralizadas y alcalinas, de composición química bicarbonatada cálcica que proviene de la infiltración de aguas a través de rocas metamórficas calizas de la cuenca del río Colotepec. Sus valores de CE (680  $\mu$ S/cm) y de RAS (1.05), indican que es un agua de salinidad media y baja sodicidad (C2-S1), por lo que de acuerdo con Ayers y Westcot (1987) puede emplearse en el riego de cultivos moderadamente tolerantes a sales, con poco riesgo de destrucción de la estructura del suelo. Se considera de buena calidad para uso agrícola y en la lixiviación de suelos salinos.

*Agua residual tratada.* El agua que recibe la Universidad del Mar para uso en servicios sanitarios y cafetería, proviene del río Tonameca, que a su paso por la cuenca del mismo nombre, atraviesa rocas calizas, por lo que su composición química natural es bicarbonatada cálcica con pH de 8.0 (INEGI 2004), la cual cambia a bicarbonatada sódica por precipitación de  $Ca^{2+}$ , la disolución de detritos orgánicos, y su recarga con iones  $Na^{+}$  provenientes de las sales NaCl y  $NaHCO_3$ , de común ocurrencia en este tipo

**CUADRO I.** SALINIDAD, SODICIDAD E IONES SOLUBLES DE LOS EXTRACTOS ACUOSOS DE PASTAS DE SATURACIÓN DEL SUELO ANALIZADO (RELACIÓN  $1 \approx 0.2-0.6$ )

Espesor cm	pH	STD <sup>1</sup> g/L	CE <sup>2</sup> dS/m	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	RAS [mmol/L] <sup>1/2</sup>	PSI
0-20	6.74	5.40	8.64	2.28	5.62	22.49	0.71	<b>31.10</b>	21.3	8.15	1.73	<b>31.18</b>	59.15	46.23
20-40	7.11	1.95	3.90	1.21	2.84	10.56	0.15	<b>14.76</b>	12.1	2.98	0.91	<b>15.99</b>	38.76	35.86
40-60	6.77	1.80	3.11	0.91	2.64	9.36	0.06	<b>12.98</b>	10.01	2.41	0.76	<b>13.18</b>	35.90	34.07
60-80	6.43	1.87	3.40	0.89	2.75	9.68	0.07	<b>13.38</b>	10.01	2.81	0.68	<b>13.50</b>	37.12	34.85

<sup>1</sup>STD = Sólidos totales disueltos; <sup>2</sup>CE = Conductividad eléctrica; <sup>3</sup>RAS = Relación de adsorción de sodio y <sup>4</sup>PSI = Porcentaje de sodio intercambiable

Nota: El valor de cada espesor es el promedio de cuatro perfiles muestreados

**CUADRO II.** CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LAS AGUAS DE LIXIVIACIÓN DE LOS DISTINTOS TRATAMIENTOS

Tipo de agua muestreada	pH	T °C	CE $\mu\text{S/cm}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma mEq/L *	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	RAS (mmol <sub>c</sub> /L) <sup>1/2</sup>
Agua destilada	7.00	21.80	29.8	0.00	0.00	0.00	0.00	<b>0.00</b>	0.00	0.00	0.00	<b>0.00</b>	0.00
Agua de pozo	7.96	24.60	680	1.40	1.22	0.80	0.03	<b>3.33</b>	1.84	2.30	1.13	<b>5.27</b>	1.05
Agua residual tratada	7.90	24.70	1558	3.00	4.90	10.60	0.79	<b>19.29</b>	2.32	13.00	3.18	<b>18.50</b>	5.33
Mezcla de agua residual tratada y agua de pozo (1:1)	7.92	24.67	1150	2.20	2.80	5.90	0.40	<b>11.30</b>	2.10	7.65	2.17	<b>11.92</b>	3.73

\*mEq/L: miliequivalentes por litro

de aguas (Velázquez *et al.* 2002). Esto incide en su pH alcalino y en los valores de CE (1558  $\mu\text{S/cm}$ ) y RAS (5.3) que prevalecen incluso después de su tratamiento (**Cuadro II**) y que de acuerdo con Ayers y Westcot (1987) se clasifica como agua de riego de alta concentración salina con sodicidad moderada (C3-S2). Por esto sólo se puede utilizar en cultivos muy tolerantes a sales y en suelos con textura gruesa y buen drenaje, ya que en suelos de textura fina el sodio intercambiable  $X_{\text{Na}^+}$  tiende a destruir la estructura del suelo. Su tratamiento biológico permitió una mejora de la calidad química y microbiológica pues la DQO al ingreso del sistema pasó de 237.51 mg O<sub>2</sub>/L a 98.49 mg O<sub>2</sub>/L en el agua de salida, es decir, la remoción de DQO fue de 68.58 %; el índice volumétrico de lodos del reactor (IVL) promedió 81.19 mL/g por lo que ambos valores son aceptable para este tipo de tratamiento (Ramalho 1996, Tchobanoglous *et al.* 2003); igualmente se determinó nula existencia de huevos de helminto, por lo que cumple con lo requerido por la NOM-003-SEMARNAT-1997 (SEMARNAT 1997) para ese rubro que es  $\leq 1$  huevo por litro en promedio mensual; la cuantificación de coliformes fecales arrojó 100 número más probable (NMP), valor inferior al límite señalado por la propia Norma Oficial que es de 240 NMP/100 mL para aguas residuales tratadas y con reuso público. En consecuencia se trata de aguas con la calidad requerida para uso agrícola o para el riego de áreas verdes urbanas (Martín *et al.* 2005), sin embargo su utilización en láminas de sobre riego o lixiviación de sales en suelos de textura fina como es el caso de la presente investigación, debe considerar practicas especiales de control de la salinidad como son: el establecimiento de drenaje artificial, la aplicación de mejoradores químicos que reviertan el efecto dispersor del ion Na<sup>+</sup> depositado por el agua residual y la selección de plantas cultivadas tolerantes a sales (Reeve y Doering 1966, Malcom 1993 y Sánchez *et al.* 2008).

*Mezcla de agua de pozo y agua residual tratada en proporción 1:1.* La combinación de ambos tipos de aguas en razón de un volumen de agua subterránea por un volumen de agua residual, dio como resultado un agua bicarbonatada sódica de pH alcalino, elevada CE (1150  $\mu\text{S/cm}$ ) y baja RAS (3.73). Para Ayers y Westcot (1987), es un agua de alta salinidad sin riesgo de que alcance niveles peligrosos de sodio intercambiable en el suelo (C3-S1), por lo que puede utilizarse en el riego de cultivos muy tolerantes a sales, siempre que se consideren prácticas especiales de control de la salinidad, como el lavado de sales (Mace y Amrhein 2001).

### Láminas activas de lavado utilizadas

Los resultados promedio de la determinación de las láminas activas de lavado aplicadas en la presente investigación se plasman en el **cuadro III**.

La diferencia entre láminas activas de lavado se atribuye a cambios en el espacio poroso del suelo, derivados de la heterogeneidad en la compactación manual mecánica, que alteró la densidad real del suelo y con ello disminuyó el espacio poroso y el ingreso y velocidad de infiltración de agua a través de las columnas, como se observa en el **cuadro III**. Esta diferencia de espacio poroso determinó que el proceso de lavado tardara menos tiempo en las columnas sometidas a los tratamientos testigo y de agua de pozo, y que fuera más extenso en los tratamientos de agua residual tratada y de la mezcla hídrica residual con agua de pozo. La disminución en la tasa de infiltración en los dos últimos tratamientos está vinculada con la alta concentración de sales sódicas que contienen las aguas residuales y que producen a su paso por el suelo procesos de hidrólisis alcalina, que a su vez producen defloculación de las partículas del suelo y destrucción de su estructura, todo lo cual genera condiciones de impermeabilidad.

**CUADRO III.** LÁMINAS DE SATURACIÓN Y LÁMINAS ACTIVAS DE LAVADO DE LAS COLUMNAS EXPERIMENTALES

Tratamiento hídrico	Columnas 1, 2 y 3		Columnas 4, 5 y 6		Columnas 7, 8 y 9		Columna 10	
	$\pi$ cs cm	LAV *(cm)	$\pi$ cs cm	LAV (cm)	$\pi$ cs cm	LAV (cm)	$\pi$ cs cm	LAV (cm)
Agua residual tratada	17.67	54.37						
Agua de pozo			19.77	57.78				
Mezcla de agua residual tratada y agua de pozo (1:1)					18.41	53.43		
Agua destilada							21.92	69.10

\*LAV: Lámina activa de lavado

En las columnas más compactadas ingresó menos agua, mientras que en las menos apisonadas (columna 10 del tratamiento con agua destilada) ingresó más agua. Este fenómeno ha sido explicado por Hossne (2008), quien señala que en un suelo de textura fina, densidades superiores a  $1.7 \text{ g/cm}^3$  restringen el ingreso de agua y aire, y en el presente la textura franco limosa registró una densidad de  $1.67 \text{ g/cm}^3$ , que aumentó con la compactación. Como resultado, los volúmenes de agua necesarios para llevar el suelo a capacidad de saturación fueron diferentes para cada columna, lo que influyó en la variación de las láminas activas de lavado durante el proceso experimental, así como en la proyección hipotética de los volúmenes de lavado en campo ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) de cada tratamiento. Un aumento en la cantidad de agua infiltrada a través de la columna origina una mayor cantidad de sales extraídas en los primeros efluentes (Volovuyeb 1964). Esto no es óbice para señalar que con las diferencias propias de la calidad química de cada tipo de agua, todas las normas activas de lavado evidenciaron desplazamiento de sales de las columnas de suelo.

### El proceso de lixiviación de sales

Los distintos tratamientos (control, agua de pozo, agua residual tratada y mezcla de agua residual tratada y agua de pozo en proporción 1:1), presentan una tendencia general a extraer una mayor cantidad de sales en los primeros efluentes de lavado ( $25.61 \text{ g/L}$ ,  $22.04 \text{ g/L}$ ,  $23.53 \text{ g/L}$  y  $22.91 \text{ g/L}$ ) respectivamente. La concentración salina disminuyó en forma progresiva hasta los últimos efluentes colectados, que en el orden de los tratamientos citados, registraron valores de  $1.05 \text{ g/L}$  (efluente 12),  $0.64 \text{ g/L}$  (efluente 14),  $0.30 \text{ g/L}$  (efluente 24) y  $0.38 \text{ g/L}$  (efluente 18). El fenómeno tiene explicación en el efecto solubilizador de las aguas experimentales cuyos primeros efluentes extrajeron una gran concentración de electrolitos; de tal forma que conforme avanzó el proceso, la solubilidad del agua de lavado disminuyó

en un curso vertical descendente, extrayendo cada vez menos sales en los efluentes subsecuentes de todos los tratamientos, como se observa en el **cuadro IV**. Las aguas experimentales solubilizaron en los primeros extractos y a través del curso de lavado una gran cantidad de iones  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , y en menor cantidad iones  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ , en ese orden, lo que hace evidente que los iones citados en primer término tienden a formar las sales hipotéticas  $\text{NaCl}$ ,  $\text{MgCl}_2$  y  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  cuya alta solubilidad ( $264 \text{ g/L}$ ,  $353 \text{ g/L}$  y  $280 \text{ g/L}$  respectivamente), permite que sean las más lixiviadas en comparación con las sales de baja solubilidad como el  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  y el  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$  ( $0.013 \text{ g/L}$ ), o la sal  $\text{CaSO}_4$  ( $1.9 \text{ g/L}$ ) formados por el segundo grupo de iones que son poco móviles y precipitan a horizontes medios e inferiores, pero no son lixiviados. Este comportamiento guarda similitud con lo descrito por Volovuyeb (1966) quien determinó que en un proceso de lavado son desplazadas con más intensidad las sales de fácil solubilidad, mientras que las de mediana y baja solubilidad son lixiviadas en menor cuantía. Los diversos tratamientos no presentaron diferencia estadística significativa en el curso de extracción salina, por lo que hasta esta etapa del proceso, las aguas de lavado presentaron un comportamiento similar. Por su parte, las diferencias de extracción obtenidas mediante estadística descriptiva evidencian que en promedio el agua residual tratada desplazó más sales de las columnas de suelo a los extractos en relación al testigo, que los tratamientos mezcla hídrica y agua de pozo, lo que guarda relación con el número de efluentes colectados por tratamiento. El fenómeno tiene explicación en la poca capacidad de lixiviación de las aguas de baja concentración electrolítica que tienden a deflocular los sistemas coloidales del suelo, lo que disminuye tanto la tasa de infiltración como la capacidad de lixiviación salina. Como lo indica Sánchez *et al.* (2012), al inicio del proceso las aguas poco concentradas en sales tienen más capacidad de



**CUADRO IV.** CONCENTRACIÓN SALINA DE LOS EFLUENTES DE LAS COLUMNAS DE LAVADO

Tratamiento	No de efluente	STD g/L	Parámetros estadísticos	Tratamiento	No. de efluente	STD g/L*	Parámetros estadísticos
Testigo A <sup>1</sup>	1	25.61	m = 9.77	I. Agua de pozo. A <sup>1</sup>	1	22.04	m = 9.85
	2	20.83	s = 8.68		2	21.76	s = 8.82
	3	18.66	C.V. = 0.88		3	19.70	C.V. = 0.89
	4	17.54			4	17.58	
	5	14.48			5	17.11	
	6	12.48			6	15.86	
	7	8.78			7	7.30	
	8	6.03			8	5.84	
	9	4.57			9	4.05	
	10	2.84			10	2.54	
	11	1.57			11	1.62	
	12	1.24			12	1.09	
	13	1.20			13	0.84	
	14	1.05			14	0.64	
II. Agua residual tratada A <sup>1</sup>	1	23.53	m = 14.56	III. Mezcla de agua residual tratada y agua de pozo (1:1). A <sup>1</sup>	1	22.91	m = 13.17
	2	23.92	s = 8.44		2	21.23	s = 7.46
	3	22.61	C.V. = 0.58		3	20.26	C.V. = 0.56
	4	20.95			4	19.19	
	5	19.60			5	18.26	
	6	18.88			6	17.37	
	7	18.26			7	15.15	
	8	16.27			8	13.78	
	9	14.15			9	12.18	
	10	10.34			10	10.15	
	11	7.34			11	7.09	
	12	4.38			12	3.66	
	13	2.29			13	2.01	
	14	1.32			14	1.19	

Donde: STD = Sólidos totales disueltos. A = Prueba de medias entre tratamientos de lavado y la variable <sup>1</sup> STD en los efluentes de lixiviación ( $P > F = 0.0001$ )

Nota: medias con la misma letra no son significativamente diferentes. \* Significancia estadística (Tukey, 0.05)

cargarse de iones, sin embargo al transcurrir el tiempo, desplazan menos sales en comparación con aguas de mayor concentración salina, que es el fenómeno observado en el presente experimento. Esto se debe a que las aguas con baja concentración electrolítica y en  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable que pasan  $n$  veces a través de un espesor de suelo, disminuyen su capacidad de infiltración por efecto de la hidratación, expansión de las arcillas y dispersión coloidal inducida por el  $\text{Na}^+$  del complejo de intercambio del suelo que no es desplazado por dichas aguas, lo que conlleva a la destrucción de su estructura y por ende a su deficiente conductividad hidráulica (Narokova 1990). Durante el lavado materia de estudio, los tratamientos agua de pozo y agua destilada dejaron de coleccionar extractos en los efluentes números 14. En contraste, las aguas de moderada o alta concentración salina tienden a infiltrarse más en el suelo como consecuencia del efecto coagulante del ion  $\text{Ca}^{2+}$  en el sistema coloidal del suelo que conlleva desplazamiento de  $\text{Na}^{1+}$  intercambiable y con ello un aumento del espacio poroso (Reeve y Doering 1966). Esta es la razón por la que

se coleccionó una mayor cantidad de efluentes en los tratamientos agua residual tratada y la mezcla hídrica, fenómeno vinculado al efecto agregador coloidal producido por el aporte de materia orgánica contenido en el agua residual tratada. Al respecto Can *et al.* (2008) señalan que es indudable el efecto inicial del riego con aguas residuales en la mejora estructural del suelo. Sin embargo, estos mismos autores abundan en el tema y aducen que el riego consuetudinario con estas aguas, por lo general cargadas con altas concentraciones de sales sódicas, produce cambios adversos en la estructura del suelo.

Los cationes y aniones solubles fueron lixiviados en el siguiente orden:  $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$  y  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$ . En general, el  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Cl}^-$  son iones geoquímicamente muy móviles en la naturaleza (Kovda 1977, Szabolcs 1994) y sus reacciones de intercambio en los suelos analizados, forman las sales hipotéticas  $\text{NaCl}$ ,  $\text{MgCl}_2$  y  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  de gran solubilidad y en menor proporción forman  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$  y  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  de baja solubilidad. Estas sales en condiciones de saturación y alta concentra-

ción, provocan la precipitación de  $\text{CaSO}_4$ , lo que explica la facilidad de migración de aquellas durante el lavado y la menor remoción de iones  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  (Litovchenko 1980). La evidencia experimental indica que en los extractos de lavado prevalecen las sales sódicas y magnésicas sobre las cálcicas, lo que a su vez explica los valores de relación de adsorción de sodio y de porcentaje de sodio intercambiable obtenidos, que en lo fundamental indican la influencia del ion  $\text{Na}^1$  en la calidad química de las aguas de lavado y su efecto adverso en las propiedades físicas de los suelos experimentales.

Asimismo el análisis de asociación entre la variable CE de los extractos acuosos y los iones lixiviados en cada tratamiento, arroja una alta correlación entre CE y  $\text{Na}^+$  ( $r = 0.95$ ), CE y  $\text{Mg}^{2+}$  ( $r = 0.87$ ) y CE y  $\text{Cl}^-$  ( $r = 0.90$ ); en contraste la correlación entre CE y  $\text{SO}_4^{2-}$  fue muy baja ( $r = 0.21$ ) y negativa en el caso de la asociación CE y  $\text{HCO}_3^-$  ( $r = -0.87$ ), lo que debe interpretarse como un indicador de predominio de las sales  $\text{NaCl}$  y  $\text{MgCl}_2$  en los extractos de lavado, fenómeno natural ya que se trata de suelos con salinidad clorhídrica inducida por ciclos de intrusión marina, donde la relación  $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-} > 2.0$  (Kovda 1965).

En los cuadros V a VIII se advierte que los citados iones se lixiviaron en grandes cantidades en los primeros extractos y que su concentración disminuyó de manera progresiva en los últimos extractos, fenómeno que con menor intensidad se verificó con el resto de las especies químicas y que según Kovda (1977), es una regularidad universal en el proceso de

lixiviación de suelos salinos. Los iones desplazados con más intensidad fueron precisamente  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Cl}^-$ , que tienden a formar las sales  $\text{NaCl}$  y  $\text{MgCl}_2$ , cuya solubilidad es de 264 g/L y 353 g/L, respectivamente. La menor remoción de iones  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$ , se debe a que las dos primeras tienden a formar  $\text{CaSO}_4$  de baja solubilidad (1.9 g/L), esta condición origina que precipite a través del perfil del suelo y que sea difícilmente lixiviada por las aguas de lavado. Por su parte la menor remoción de los aniones  $\text{HCO}_3^-$  en los primeros efluentes se atribuye a su baja solubilidad, pues como indica Kovda (1965), cuando la concentración de sales en la solución del suelo es superior a 5 g/L los iones  $\text{HCO}_3^{1-}$  se presentan muy poco en forma de  $\text{NaHCO}_3$  y por lo general tienden a formar sales menos solubles como  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ . En contraste cuando la concentración salina disminuye, aumenta la solubilidad del  $\text{NaHCO}_3$ , que enseguida es lixiviado. Esto explica porqué se determinó una mayor concentración de  $\text{Na}^+$  y  $\text{HCO}_3^-$  en los últimos efluentes en comparación con el resto de los iones. Lo descrito también explica el cambio de pH de ligeramente ácido en los primeros efluentes a alcalino en los últimos extractos ya que fluctuó en un intervalo de 6.01 a 9.48. Esto que indica que los extractos paulatinamente se cargaron en lo fundamental con  $\text{NaHCO}_3$ , y en menor cantidad con  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ , fenómeno que ocurrió en todos los tratamientos. Las soluciones cargadas con altas concentraciones de estas sales generalmente son afectadas por procesos de hidrólisis alcalina que incrementan el pH del medio. En el caso del  $\text{K}^+$ , su

**CUADRO V.** CONCENTRACIÓN DE IONES SOLUBLES EN LOS EFLUENTES DE LAS COLUMNAS DE LAVADO EMPLEANDO AGUA DESTILADA (TESTIGO)

Muestra	pH	CE	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{K}^+$	Suma	$\text{CO}_3^{2-}$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	Suma	RAS	PSI
		dS/m	meq/L											
1	6.07	12.40	492.00	1308.00	2266.00	13.20	<b>4079.20</b>	0.00	6.00	4420.00	2.20	<b>4428.20</b>	75.53	52.42
2	6.19	12.32	468.00	1332.00	2396.00	16.00	<b>4212.00</b>	0.00	8.00	4240.00	22.13	<b>4270.13</b>	79.87	53.82
3	6.52	12.32	348.00	1012.00	2134.00	14.80	<b>3508.80</b>	0.00	6.80	3640.00	24.40	<b>3671.20</b>	81.84	54.43
4	6.95	11.78	244.00	1036.00	2086.00	15.40	<b>3381.40</b>	0.00	8.00	3240.00	55.91	<b>3303.91</b>	82.46	54.62
5	7.28	11.48	136.00	664.00	1898.00	13.80	<b>2711.80</b>	0.00	10.00	2680.00	117.77	<b>2807.77</b>	94.90	58.11
6	7.61	11.23	60.00	540.00	1570.00	11.40	<b>2181.40</b>	0.00	12.00	2040.00	308.62	<b>2360.62</b>	90.64	56.98
7	7.76	10.18	32.00	328.00	1114.00	8.20	<b>1482.20</b>	0.00	12.00	1240.00	449.53	<b>1701.53</b>	83.03	54.79
8	8.01	7.03	29.00	171.00	766.00	5.80	<b>971.80</b>	0.00	15.00	680.00	470.15	<b>1165.15</b>	76.60	52.77
9	8.03	5.45	17.50	106.50	589.00	5.10	<b>718.10</b>	2.00	10.50	440.00	408.29	<b>860.79</b>	74.80	52.17
10	8.41	3.48	6.30	59.70	366.00	3.20	<b>435.20</b>	2.00	13.00	240.00	298.31	<b>553.31</b>	63.71	48.11
11	8.20	2.06	1.90	26.10	219.00	1.90	<b>248.90</b>	5.00	18.00	140.00	132.66	<b>295.66</b>	58.53	45.97
12	8.68	1.77	1.10	22.90	171.00	1.30	<b>196.30</b>	8.00	24.00	120.00	66.79	<b>218.79</b>	49.36	41.71

**CUADRO VI.** CONCENTRACIÓN DE IONES SOLUBLES EN LOS EFLUENTES DE LAS COLUMNAS DE LAVADO EMPLEANDO AGUA DE POZO

No. de efluente de lixiviación	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	RAS (mmol <sub>e</sub> /L) <sup>1/2</sup>	PSI
		dS/m	meq/L											
M1	6.01	12.07	374.67	1732.00	2902.67	5.63	<b>5014.97</b>	0.00	9.33	5306.67	4.59	<b>5320.59</b>	89.44	56.65
M2	6.27	11.63	301.33	1552.00	2688.00	5.70	<b>4547.03</b>	0.00	8.07	4750.00	20.97	<b>4779.03</b>	88.30	56.33
M3	6.73	11.74	216.00	1370.67	2481.33	5.28	<b>4073.28</b>	0.00	7.40	4280.00	69.46	<b>4356.86</b>	88.10	56.27
M4	7.07	11.58	98.67	1168.00	2421.33	5.63	<b>3693.63</b>	0.00	7.33	3840.00	121.01	<b>3968.35</b>	96.21	58.45
M5	7.28	11.41	48.00	885.33	2179.33	5.13	<b>3116.08</b>	0.00	9.67	3110.00	330.39	<b>3450.05</b>	100.88	59.60
M6	7.27	10.96	31.33	736.67	1904.00	3.40	<b>2674.27</b>	0.00	16.67	2526.67	514.25	<b>3057.58</b>	97.16	58.69
M7	7.35	8.36	34.00	286.00	786.00	1.60	<b>1107.60</b>	0.00	16.00	920.00	432.34	<b>1368.34</b>	62.14	47.48
M8	7.49	6.40	24.00	216.00	588.00	0.40	<b>828.40</b>	0.00	16.00	680.00	451.24	<b>1147.24</b>	53.68	43.79
M9	7.53	4.59	13.50	98.50	446.00	1.80	<b>559.80</b>	2.00	13.00	400.00	348.14	<b>763.14</b>	59.60	46.42
M10	8.12	3.31	6.00	104.00	277.00	0.30	<b>387.30</b>	2.40	12.60	340.00	255.35	<b>610.35</b>	37.35	34.99
M11	8.90	2.22	3.75	30.25	156.00	1.15	<b>191.15</b>	4.00	17.50	160.00	130.94	<b>312.44</b>	37.84	35.29
M12	9.38	1.60	1.50	14.50	95.00	0.55	<b>111.55</b>	5.00	26.00	110.00	75.95	<b>216.95</b>	33.59	32.56
M13	9.52	1.25	0.75	7.25	52.00	0.15	<b>60.15</b>	7.00	27.00	80.00	49.03	<b>163.03</b>	26.00	27.06
M14	9.60	0.93	0.75	5.45	38.00	0.69	<b>44.89</b>	8.00	27.00	60.00	26.72	<b>121.72</b>	21.58	23.42

**CUADRO VII.** CONCENTRACIÓN DE IONES SOLUBLES EN LOS EFLUENTES DE LAS COLUMNAS DE LAVADO EMPLEANDO AGUA RESIDUAL TRATADA

No. de efluente de lixiviación	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	RAS (mmol <sub>e</sub> /L) <sup>1/2</sup>	PSI
		dS/m	meq/L											
1	6.01	11.14	322.00	1718.00	2827.00	7.70	<b>4874.70</b>	0.00	8.00	5350.00	13.00	<b>5371.00</b>	88.52	56.39
2	6.05	11.08	224.00	1756.00	2830.00	7.60	<b>4817.60</b>	0.00	10.00	4980.00	30.04	<b>5020.04</b>	89.94	56.79
3	6.21	11.01	168.00	1372.00	2794.00	7.60	<b>4341.60</b>	0.00	14.00	4760.00	64.27	<b>4838.27</b>	100.69	59.56
4	6.32	10.92	116.00	1264.00	2619.00	7.00	<b>4006.00</b>	0.00	15.00	4360.00	77.01	<b>4452.01</b>	99.70	59.32
5	6.56	10.65	70.00	1090.00	2442.00	6.10	<b>3608.10</b>	0.00	6.00	3860.00	144.29	<b>4010.29</b>	101.40	59.73
6	6.95	10.66	41.00	959.00	2271.00	5.30	<b>3276.30</b>	0.00	10.00	3370.00	275.74	<b>3655.74</b>	101.56	59.77
7	7.43	10.51	34.00	766.00	2079.00	4.50	<b>2883.50</b>	0.00	12.00	2800.00	222.19	<b>3034.19</b>	103.95	60.33
8	7.54	10.29	24.00	656.00	1822.00	5.20	<b>2507.20</b>	0.00	7.00	2440.00	492.48	<b>2939.48</b>	98.81	59.10
9	7.78	9.93	24.00	456.00	1682.00	4.00	<b>2166.00</b>	0.60	11.40	2020.00	571.53	<b>2603.53</b>	108.57	61.37
10	8.13	9.33	22.00	458.00	1158.00	2.00	<b>1640.00</b>	2.20	12.80	1240.00	593.87	<b>1848.87</b>	74.75	52.15
11	7.59	8.08	20.00	260.00	831.00	7.30	<b>1118.30</b>	0.00	16.00	1000.00	334.62	<b>1350.62</b>	70.23	50.58
12	7.90	5.40	13.75	88.25	521.50	4.15	<b>627.65</b>	0.00	19.75	790.00	228.95	<b>1038.70</b>	73.02	51.56
13	8.50	2.39	7.05	23.20	274.50	2.41	<b>307.16</b>	6.00	14.50	285.00	100.59	<b>406.09</b>	70.58	50.70
14	8.74	1.88	4.35	9.65	161.80	1.66	<b>177.46</b>	6.35	18.15	160.00	60.38	<b>244.88</b>	61.15	47.07
15	9.19	1.14	1.33	8.68	95.15	0.99	<b>106.14</b>	6.90	20.85	90.00	23.86	<b>141.61</b>	42.55	38.08
16	9.37	0.88	1.25	4.75	79.50	1.67	<b>87.17</b>	14.00	18.00	60.00	0.66	<b>92.66</b>	45.90	39.92
17	9.43	0.73	1.25	2.75	69.30	1.48	<b>74.78</b>	10.00	26.00	58.00	0.59	<b>94.59</b>	49.00	41.53
18	9.45	0.63	1.00	3.00	56.90	1.33	<b>62.23</b>	9.00	23.00	40.00	0.256	<b>72.26</b>	40.23	36.74
19	9.37	0.55	1.00	3.00	52.60	1.23	<b>57.83</b>	10.00	23.00	30.00	0.25	<b>63.25</b>	37.19	34.90
20	9.41	0.55	1.00	1.50	52.70	1.25	<b>56.45</b>	10.00	22.50	30.00	0.32	<b>62.82</b>	47.14	40.57
21	9.48	0.56	1.00	1.50	53.60	1.29	<b>57.39</b>	9.00	28.00	30.00	0.36	<b>67.36</b>	47.94	40.99
22	9.43	0.53	1.00	1.75	48.00	1.15	<b>51.90</b>	9.00	23.00	24.00	0.38	<b>56.38</b>	40.93	37.15
23	9.44	0.49	0.75	2.00	43.20	1.02	<b>46.97</b>	10.00	20.00	20.00	0.41	<b>50.41</b>	36.84	34.67
24	9.38	0.47	0.75	1.75	40.10	0.96	<b>43.56</b>	8.00	19.00	40.00	0.38	<b>67.38</b>	35.87	34.06

**CUADRO VIII.** CONCENTRACIÓN DE IONES SOLUBLES EN LOS EFLUENTES DE LAS COLUMNAS DE LAVADO EMPLEANDO UNA MEZCLA DE AGUA RESIDUAL TRATADA CON AGUA DE POZO (PROPORCIÓN 1:1)

No. de efluente de lixiviación	pH	CE dS/m	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	RAS mmol <sub>c</sub> /L <sup>1/2</sup>	PSI
1	5.99	11.72	322.67	1397.33	2682.00	10.13	<b>4412.13</b>	0.00	7.00	4963.33	26.18	<b>4996.51</b>	91.46	57.20
2	6.16	11.59	203.33	1196.67	2561.33	7.27	<b>3968.60</b>	0.00	5.67	4363.33	73.39	<b>4442.39</b>	96.81	58.60
3	6.54	11.59	167.33	1086.00	2552.67	9.53	<b>3815.53</b>	0.00	5.33	4053.33	101.77	<b>4160.44</b>	101.97	59.86
4	6.99	11.34	132.67	1014.00	2494.67	9.40	<b>3650.73</b>	0.00	5.60	3906.67	124.11	<b>4036.37</b>	104.19	60.38
5	6.86	11.20	91.33	1002.00	2460.00	8.93	<b>3562.27</b>	0.00	5.67	3806.67	138.62	<b>3950.95</b>	105.21	60.62
6	6.86	7.550	65.33	894.67	2347.33	8.53	<b>3315.87</b>	0.00	5.80	3537.33	191.50	<b>3734.64</b>	107.14	61.06
7	7.16	10.670	62.00	778.00	2076.00	7.80	<b>2923.80</b>	0.00	6.00	3046.67	293.73	<b>3346.40</b>	101.30	59.70
8	7.53	10.52	32.67	380.67	1824.67	7.47	<b>2245.47</b>	0.00	8.00	2546.67	369.91	<b>2924.58</b>	126.93	65.03
9	7.55	8.733	27.10	448.90	1536.00	6.40	<b>2018.40</b>	0.67	11.50	1973.33	451.24	<b>2436.74</b>	99.56	59.28
10	7.84	8.258	23.77	336.23	1281.00	4.73	<b>1645.73</b>	0.33	15.83	1513.33	452.96	<b>1982.46</b>	95.48	58.26
11	7.56	7.690	17.13	246.87	914.67	3.10	<b>1181.77</b>	0.33	15.50	920.00	393.97	<b>1329.80</b>	79.61	53.74
12	7.92	4.511	8.47	122.87	478.67	1.47	<b>611.47</b>	1.33	17.67	436.67	253.64	<b>709.30</b>	59.07	46.20
13	8.48	2.561	6.47	30.87	265.33	0.70	<b>303.37</b>	4.67	20.83	200.00	126.63	<b>352.13</b>	61.41	47.18
14	8.86	1.634	2.33	14.67	172.67	0.35	<b>190.01</b>	5.33	24.83	126.67	53.17	<b>210.00</b>	59.22	46.26
15	8.83	0.846	1.05	3.55	92.00	0.15	<b>96.75</b>	10.50	29.25	50.00	16.82	<b>106.57</b>	60.66	46.87
16	8.95	0.634	1.00	1.85	73.50	0.23	<b>76.58</b>	8.80	31.70	32.50	6.63	<b>79.63</b>	61.57	47.25
17	8.95	0.607	0.50	2.50	64.00	0.43	<b>67.43</b>	9.60	27.40	20.00	6.74	<b>63.74</b>	52.26	43.12
18	9.04	0.541	0.40	2.20	60.00	0.35	<b>62.95</b>	10.00	27.00	170.00	0.00	<b>207.00</b>	52.62	43.30

escasa lixiviación se debe a que es un ion que se fija fuertemente en las estructuras de aluminosilicatos de los minerales arcillosos (Palacios y Gama 1994).

El proceso de lavado también indica que la relación de extracción suelo-agua experimentada y el volumen activo  $Q_a/Q_\pi = 1$  equivalente a 3064.62 m<sup>3</sup>/ha para la lixiviación con agua de pozo, 2864.07 m<sup>3</sup>/ha para el lavado con agua residual tratada y de 2947.12 m<sup>3</sup>/ha para el lavado con la mezcla hídrica, es insuficiente para extraer más sales del suelo. Los diversos tratamientos dejan de hacerlo en los últimos efluentes, cuando aún quedan sales por extraer según se observa del comportamiento de las curvas de lixiviación de la **figura 1**. El curso de estas curvas evidencia que el mayor porcentaje de sales extraídas se obtiene con los primeros volúmenes activos de lavado y que conforme aumentan dichos volúmenes el porcentaje de sales extraídas disminuye y se estabiliza sin que las curvas lleguen a un nivel de completa remoción salina. Esto significa que la relación de extracción suelo-agua  $1 \approx 0.2-0.6$  tiene un nivel límite de desplazamiento y extracción de sales derivado de una deficiente lámina de lavado, tal y como se constató en el presente trabajo. Al analizar los porcentajes de sales extraídas referidos a la salinidad inicial plasmados en el **cuadro IX** se observa, para todos los tratamientos, que después de un cierto número de efluentes se dejan de extraer sales, lo que es evidente en los valores negativos que arroja el curso de lavado, es decir aparentemente se están extrayendo sales que aún no han sido removidas

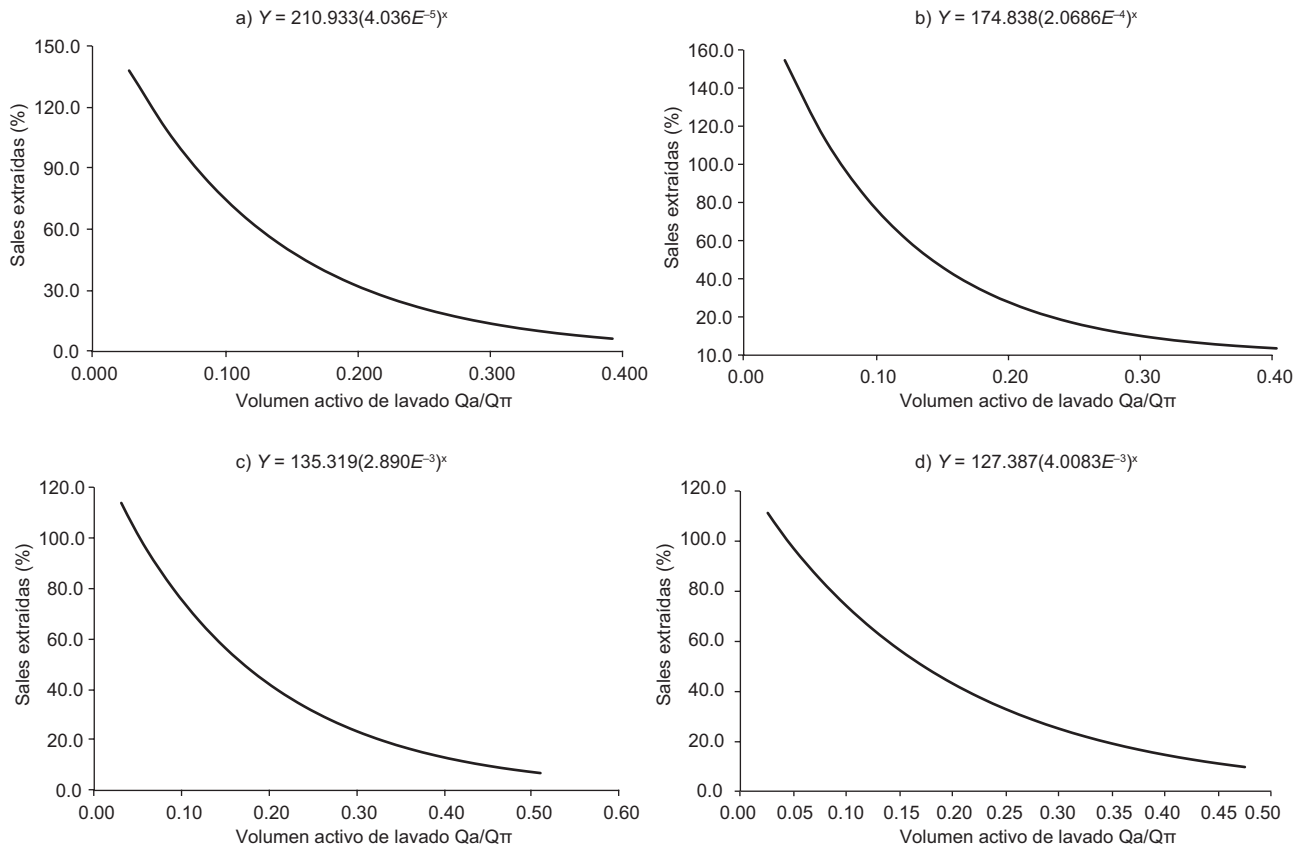
por el proceso de lavado. Volobuyev (1964) abunda en el tema al señalar que no sucede lo mismo con las relaciones de extracción suelo-agua 1:5 y 1:10, en las cuales una mayor norma activa de lavado incrementa la cantidad de sales extraídas y el momento en que se dejan de extraer sales conlleva un mayor número de efluentes colectados.

Los resultados indican que los tratamientos I (agua de pozo) y II (agua residual tratada), extraen más sales de las columnas del suelo y presentan diferencia significativa respecto del tratamiento con la mezcla hídrica (estadísticamente igual al testigo), sin que esto demerite la capacidad lixivadora de la mezcla hídrica (**Cuadro X**). El uso de agua residual tratada como agua de lavado tiene la ventaja de aportar materia orgánica al suelo, pero la desventaja de incrementar el PSI que en el tiempo destruye la estructura del suelo, incrementa el nivel salino de la solución y dificulta la eficiencia de lavado si el suelo no cuenta con adecuado drenaje natural o artificial. Efectos similares fueron reportados por Villafañe *et al.* (2002).

### Salinidad residual

Como se observa en el **cuadro X**, los valores de salinidad residual de las columnas de suelo sometidas a los distintos tratamientos de lixiviación, permiten distinguir un proceso de desalinización de dichos monolitos, más intenso en los espesores superiores y que aminoró en forma gradual en los inferiores donde





**Fig. 1.** Curso de lixiviación de sales en las columnas de suelo sometidas a lavado con a) Agua residual tratada, b) Agua de pozo, c) Mezcla de agua residual tratada con agua de pozo y d) Agua destilada.

las sales tienden a acumularse, lo que es evidente al comparar la salinidad inicial del espesor (0-50cm), con la salinidad residual. La primera transitó para ese intervalo de 5.40 a 1.87 g/L en un curso vertical descendente, mientras que la segunda para el mismo espesor varió de de 0.27 a 1.66 g/L (lavado con agua destilada), de 0.65 a 26.40 g/L (lavado con agua de pozo), de 1.35 a 11.85 g/L (lavado con agua residual tratada) y de 0.79 a 1.47 g/L (lavado con la mezcla hídrica), por lo que es notoria la disminución salina producida por cada tratamiento en los espesores próximos a la superficie. Sin embargo la inferencia estadística indica que los tratamientos agua de pozo y agua residual tratada fueron los más sobresalientes, ya que produjeron una mayor desalinización de los espesores superiores y acumulación salina en los inferiores, sin que exista diferencia significativa entre ambos, lo que es congruente con el curso de lavado

En un proceso de lavado es de primera importancia considerar la diversa calidad química de las aguas utilizadas, pues como lo indican Ayers y Westcot (1987) y Rhoades (1992), la composición química del agua es un factor determinante del proceso de

lixiviación y de posteriores efectos secundarios en el suelo. Las aguas de moderada concentración salina (< 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y baja RAS (< 2.0) como es el caso del agua de pozo utilizada en el presente experimento, tienen mayor potencial químico para solubilizar y evacuar sales de un determinado espesor de suelo, que aquellas aguas con concentraciones salinas > 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y alta RAS (> 5.0) que son valores determinados en las aguas residual tratada y mezcla hídrica. Asimismo, el agua de pozo conlleva menos riesgo de sodificar el suelo, como se observa en los datos de las columnas lixiviadas, donde el espesor (0-30cm) quedó libre de sodio intercambiable, de ahí su diferencia significativa con respecto a los otros tratamientos. Sin embargo, no se debe soslayar la desalinización producida por el lavado con aguas residuales tratadas, ni por la mezcla hídrica, pues por una parte su contenido de materia orgánica aporta nutrientes que mejoran la fertilidad del suelo, y por otra su reuso permite dar una gestión sustentable al recurso hídrico como aguas de riego o para la lixiviación de suelos en condiciones de estiaje. A pesar de estos beneficios, en el **cuadro X** se observa que

**CUADRO IX.** PORCENTAJES DE SALES EXTRAÍDAS EN COLUMNAS DE SUELO LIXIVIADAS CON LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS HÍDRICOS

Tratamiento	No. efluente	Qa/Q $\pi$	$\sum S_{ext}$	$S_i - \sum S_{ext} / S_i (100)$	Tratamiento	Qa/Q $\pi$	$\sum S_{ext}$	$S_i - \sum S_{ext} / S_i (100)$
Lavado con agua residual tratada	1	0.03	9.41	89.75	Lavado con agua de pozo	0.02	8.81	90.39
	2	0.06	18.98	79.32		0.05	17.52	80.91
	3	0.09	28.02	69.47		0.08	25.40	72.33
	4	0.12	36.40	60.35		0.11	32.44	64.67
	5	0.15	44.24	51.81		0.14	39.28	57.22
	6	0.18	51.80	43.58		0.16	45.63	50.30
	7	0.21	59.10	35.63		0.19	51.92	43.45
	8	0.24	66.68	27.38		0.22	57.87	36.97
	9	0.27	73.27	20.20		0.25	63.57	30.76
	10	0.31	78.84	14.13		0.28	69.08	24.77
	11	0.34	88.62	8.93		0.30	74.46	18.91
	12	0.37	87.61	4.59		0.33	79.77	13.12
	13	0.40	91.04	0.85		0.36	85.05	7.38
	14	0.43	94.21	-2.60		0.39	90.30	1.66
	15	0.46	97.24	-5.89		0.42	96.75	-5.36*
	16	0.49	105.81	-15.23		0.44	101.35	-10.37*
	17	0.52	110.39	-20.21		0.46	107.80	-17.40*
	18	0.55	114.94	-25.17		0.49	114.25	-24.42*
	19	0.58	119.50	-30.13		0.52	120.70	-31.44*
	20	0.62	124.05	-35.09		0.55	127.15	-38.47*
Q $\pi$ = 1767.95 m <sup>3</sup> /ha					Q $\pi$ =1977.18 m <sup>3</sup> /ha			
Lavado con agua residual tratada y agua de pozo (1:1)	1	0.03	9.16	90.02	Agua destilada	0.02	10.24	88.84
	2	0.06	17.65	80.77		0.05	18.57	79.77
	3	0.0	25.76	71.98		0.07	26.04	71.64
	4	0.12	33.44	63.58		0.10	33.05	64.00
	5	0.15	40.74	55.63		0.12	38.84	57.69
	6	0.18	53.75	41.46		0.15	43.84	52.25
	7	0.21	59.27	35.45		0.17	47.35	48.43
	8	0.24	64.14	30.15		0.20	49.76	45.80
	9	0.27	68.20	25.73		0.22	51.59	43.81
	10	0.30	71.04	22.63		0.25	52.72	42.58
	11	0.33	72.50	21.04		0.27	53.35	41.89
	12	0.36	73.31	20.16		0.30	53.85	41.35
	13	0.39	73.78	19.65		0.32	65.13	29.07
	14	0.42	79.68	13.23		0.35	69.00	24.85
	15	0.45	81.92	10.79		0.37	72.88	20.63
	16	0.48	90.55	1.39		0.40	76.57	16.41
	17	0.51	94.36	-2.75*		0.42	80.63	12.19
	18	0.54	98.00	-6.71*		0.45	84.50	7.97
	19	0.57	105.51	-14.89*		0.47	88.38	3.75
	20	0.60	110.19	-19.99*		0.50	92.26	-0.47
Q $\pi$ = 1841.95 m <sup>3</sup> /ha					Q $\pi$ = 2191.80 m <sup>3</sup> /ha			

Donde  $S_i$  = Salinidad inicial (91.83 Mg/ha),  $\sum S_{ext}$  = Suma de sales extraídas,  $\frac{S_i - \sum S_{ext}}{S_i} (100)$  = Porcentaje de sales extraídas en relación con la salinidad inicial

\*Porcentaje estimado de sales extraídas en columnas, cuyos tratamientos no permitieron coleccionar más efluentes

los valores de PSI evaluados en la salinidad residual son mayores en los espesores de la capa arable del suelo lixiviado con agua residual tratada que en el resto de los tratamientos, lo que denota el riesgo potencial de sodicidad de los suelos irrigados con aguas residuales. Mace y Amrhein (2001) y Velázquez *et al.* (2002) señalan que el uso indiscriminado de aguas residuales crudas o tratadas en el riego agrícola resulta en un aporte gradual de Na<sup>+</sup> en el complejo de

intercambio de los suelos, derivado de su alta concentración en NaHCO<sub>3</sub> y NaCl, que en la solución edáfica inducen con el tiempo la perturbación física y química de los suelos y por ende consecuencias adversas en las relaciones agua-suelo-planta aún cuando los valores de PSI sean menores de 15 %. Lo cierto es que para investigadores como Malcom (1993) y Chorom *et al.* (1994), los procesos de dispersión coloidal en lo suelos inician con porcentajes de sodio intercam-

CUADRO X. SALINIDAD RESIDUAL DE LAS COLUMNAS EXPERIMENTALES DE SUELO SOMETIDAS A LIXIVIACIÓN

Tratamiento	Espesor (cm)	pH	CE <sup>§</sup> (dS/m)	S <sub>r</sub> <sup>§§</sup> (g/L)	PSI <sup>§§§</sup>	Parámetros estadísticos		
						CE	S <sub>r</sub>	PSI
Testigo B <sup>1</sup> , B <sup>2</sup> , BA <sup>3</sup>	(0-5]	7.16	0.76 a	0.27 a	0.00 a	m= 1.34	m= 0.84	m= 6.40
	(5-10]	7.10	0.80 a	0.47 a	0.00 a	σ = 0.79	σ = 0.40	σ = 7.98
	(10-15]	7.25	0.90 a	0.55 a	0.70 a	C.V. = 0.59	C.V. = 0.48	C.V.=1.24
	(15-20]	7.39	1.00 a	0.64 a	2.47 a			
	(20-25]	7.40	1.05 a	0.82 a	3.10 a			
	(25-30]	7.47	1.14 a	1.01 a	4.76 a			
	(30-35]	7.68	1.27 a	1.10 a	6.14 ba			
	(35-40]	7.54	1.38 a	1.18 a	7.96 ba			
	(40-45]	7.61	1.68 a	0.78 a	11.89 ba			
(45-50]	7.80	3.46 a	1.66 a	27.00 b*				
I A <sup>1</sup> , A <sup>2</sup> , A <sup>3</sup>	(0-5]	7.16	1.68 a	0.65 a	0.00 a	m = 8.50	m = 4.97	m = 19.12
	(5-10]	7.29	1.13 a	0.42 a	0.00 a	σ = 12.57	σ = 8.23	σ = 22.21
	(10-15]	7.43	1.25 a	0.47 a	0.00 a	C.V.= 1.47	C.V. =1.65	C.V. = 1.16
	(15-20]	7.46	1.32 a	0.54 a	0.00 a			
	(20-25]	7.49	1.61 a	0.77 a	0.00 a			
	(25-30]	7.50	2.77 a	1.20 a	16.56 ba			
	(30-35]	7.41	5.11 a	2.53 a	35.62 b			
	(35-40]	7.29	10.88 ba	6.08 ba	49.93 b*			
	(40-45]	6.96	18.99 b*	10.73 b*	51.22 b*			
(45-50]	6.94	40.28 b*	26.40 b*	37.94 b				
II A <sup>1</sup> , A <sup>2</sup> BA <sup>3*</sup>	(0-5]	6.94	2.86 a	1.35 a	6.00 a	m = 4.24	m = 2.31	m = 14.81
	(5-10]	6.96	1.52 a	0.96 a	3.33 a	σ = 5.58	σ = 3.45	σ = 11.32
	(10-15]	6.97	1.53 a	0.61 a	3.25 a	C.V.= 1.31	C.V. = 1.49	C.V. = 0.76
	(15-20]	7.21	1.58 a	0.60 a	5.68 a			
	(20-25]	7.27	1.50 a	0.73 a	8.21 a			
	(25-30]	7.30	1.75 a	0.91 a	12.72ba			
	(30-35]	7.31	2.18 a	1.02 a	21.98 ba			
	(35-40]	7.15	3.36 a	1.57 a	27.13 b			
	(40-45]	7.13	6.64 ba	3.49 ba	b*			
(45-50]	6.90	19.49 b*	11.85 b*	26.73b				
III B <sup>1</sup> , B <sup>2</sup> , BA <sup>3</sup>	(0-5]	7.08	1.74 a	0.79 a	1.10 a	m = 1.59	m = 0.80	m = 6.45
	(5-10]	7.20	1.18 a	0.52 a	0.00 a	σ = 0.60	σ = 0.28	σ = 7.24
	(10-15]	7.15	1.20 a	0.51 a	0.00 a	C.V.= 0.37	C.V. = 0.35	C.V. = 1.12
	(15-20]	7.25	1.27 a	0.55 a	1.27 a			
	(20-25]	7.34	1.26 a	0.71 a	4.72 a			
	(25-30]	7.40	1.30 a	0.86 a	7.02ba			
	(30-35]	7.49	1.38 a	0.86 a	7.02ba			
	(35-40]	7.51	1.53 a	0.92 a	7.77ba			
	(40-45]	7.47	1.91 a	0.86 a	11.89 ba			
(45-50]	7.40	3.17 a	1.47 a	23.75 b*				

Donde: CE = Conductividad eléctrica de la solución del suelo; Sr = Salinidad residual; PSI = Porcentaje de sodio intercambiable; Testigo: Columnas tratadas con agua destilada; I: columnas tratadas con agua de pozo; II: columnas tratadas con agua residual tratada; III: columnas tratadas con mezcla de agua de pozo y agua residual tratada. A, B, BA = Prueba de medias entre tratamientos de lavado y las variables <sup>1</sup> CE de perfil suelo (P > F = 0.0001); <sup>2</sup> S<sub>r</sub> de perfil de suelo (P > F = 0.0001) y PSI de perfil de suelo (Pr > F = 0.0001). a, b, ba: Prueba de medias entre espesores de suelo y las variables CE, Sr y PSI.

Nota: Medias con la misma letra no son significativamente diferentes, (\*) Significancia estadística (Tukey, 0.05)

biabile del orden de 1%. La primera sal forma parte de las reacciones químicas que dispersan el sistema coloidal del suelo, deterioran su estructura y propician condiciones de impermeabilidad, anaerobiosis y deficiente conductividad hidráulica (Ortega y García 1994) y al igual que la segunda, son sales de gran

solubilidad, de efectos osmótico y tóxico que limitan el crecimiento y desarrollo de las plantas cultivadas (Sánchez *et al.* 2003).

En lo fundamental, el movimiento de solutos que produjo el lavado experimental disminuyó considerablemente la salinidad inicial del espesor arable

(0-30 cm) determinada en 5.40 g/L cuya proyección hipotética en campo equivale a 91.83 Mg/ha. De esta manera después del proceso de lixiviación la salinidad remanente promedio de dicho espesor fue de 0.62 g/L (10.54 Mg/ha) para el tratamiento testigo, de 0.67 g/L (11.39 Mg/ha) para el tratamiento con agua de pozo, de 0.86 g/L (14.62 Mg/ha) para el tratamiento con agua residual tratada y de 0.65 g/L (11.05 Mg/ha) para el tratamiento con la mezcla hídrica, que son concentraciones que favorecen el crecimiento y desarrollo de las plantas cultivadas (Maas y Hoffman 1994, Sánchez *et al.* 2008) y que evidencian una gran remoción salina, objetivo fundamental de la aplicación de lavados capitales y profilácticos en suelos agrícolas afectados por sales (Kovda 1977).

## CONCLUSIONES

El tratamiento biológico de las aguas residuales utilizadas en la presente investigación por el método de lodos activados, permite obtener un efluente de adecuada calidad fisicoquímica y microbiológica para su uso como láminas de lixiviación de sales de los suelos aluviales de la planicie costera de Colotepec, Oaxaca.

El proceso de lixiviación con agua residual tratada, aplicando un volumen activo de lavado  $Qa/Q\pi = 2864.07 \text{ m}^3/\text{ha}$ , disminuyó la excesiva concentración salina del espesor (0-30 cm) de estos suelos, de 5.40 g/L (91.83 Mg/ha) a 0.86 g/L (14.62 Mg/ha). Si bien esta es una desalinización de menor orden a la producida por el tratamiento de agua de pozo (0.67 g/L equivalente a 11.39 Mg/ha con un  $Qa/Q\pi = 3064.62 \text{ m}^3/\text{ha}$ ), su magnitud y curso de lavado indican un desplazamiento substancial de sales de los espesores superiores hacia los inferiores que se salinizan. El nuevo nivel salino del estrato arable, se considera permisible para el crecimiento y desarrollo de plantas cultivadas en la región de moderada tolerancia a sales.

Con independencia de la diversa calidad química de las aguas utilizadas en el proceso de lavado, la evidencia experimental indica que la relación de extracción suelo-agua  $1 \approx 0.2-0.6$ , subevalúa las reservas de sales iniciales, ya que la cantidad de agua utilizada para dicha extracción determina únicamente las sales solubles, pero no las de mediana y baja solubilidad. Esta limitante de extracción se observa en los valores negativos de los últimos extractos acuosos del lavado, donde se dejan de cuantificar sales que todavía existen en el suelo y en la secuencia de extracción de las sales solubles hipotéticas, que para todos los tratamientos presentó el siguiente orden:  $\text{NaCl} > \text{MgCl}_2 > \text{Na}_2\text{SO}_4$ .

Las relaciones funcionales  $S_i - \sum S_{\text{ext}}/S_i = f(Qa/Q\pi)$  y  $S_{\text{ext}}/S_i = f(Qa/Q\pi)$ , así como de la función potencial  $Y = ax^b$  describen adecuadamente el desplazamiento de sales solubles en cualquier espesor de suelo.

El lavado de sales con agua residual tratada constituye una medida apropiada para controlar la salinidad en periodos interanuales, siempre y cuando se establezca un sistema de drenaje parcelario para evacuar sales al mar. Esto no compromete las necesidades futuras de aguas de pozo y en cambio beneficia su disponibilidad y limita la descarga de aguas residuales crudas al mar, lo que representa un uso sustentable del preciado líquido. Sin embargo, se debe evitar el riego indiscriminado con este tipo de agua en la región, en virtud de que su alta RAS puede incrementar gradualmente el PSI de estos suelos, con consecuencias adversas para sus propiedades físicas y químicas.

## REFERENCIAS

- APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1325 pp.
- Ayers R.S. y Westcot D.L. (1987). La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO: Riego y Drenaje. 29, 1-87.
- Ayres R.M. y Duncan D.M. (1996). *Analysis of wastewater for use in agriculture. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques*. World Health Organization. Mountain, USA. 31 pp.
- Can Ch.A., Ramírez A.C., Ortega E.M., Trejo L.C. y Cruz D.J. (2008). Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. *Terra Latinoam.* 26, 243-252.
- CONAGUA (2008a). Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Compendio informativo. México, 227 pp.
- CONAGUA (2008b). Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. Comisión Nacional del Agua. México. 293 pp.
- Chorom M., Rengasamy P. y Murray R.S. (1994). Clay dispersion as influenced by pH and net particle charge of sodic soils. *Aust. J. Soil Res.* 34, 1243-1252.
- De Scerna Z. (1965). Reconocimiento geológico en la Sierra Madre del Sur de México, entre Chilpancingo y Acapulco, Estado de Guerrero. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología. Boletín 62-77.
- FitzPatrick E. (1984). *Suelos: Su formación, clasificación y distribución*. CECSA. México. 430 pp.
- FAO. (1998). World reference base for soil resources. Report 84, Food and Agriculture Organization. Roma.



- García E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Kopen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana*. 2ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geografía. México. 246 pp.
- González G.R. (1982). Establecimiento de relaciones funcionales entre láminas de lavado, sales desplazadas y sales residuales en los suelos salinos. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Montecillo, Estado de México. 110 pp.
- Helalia A.M., El Amir S., Wahadan A.A. y Shawky M.E. (1990). Effect of low salinity water on salt displacement in two soils. *Agr. Water Manage.* 19, 43-50.
- Hossne G. A. (2008). La densidad aparente y sus implicaciones agrícolas en el proceso expansión/contracción del suelo. *Terra Latinoam.* 26, 195-202.
- INEGI (2004). Síntesis Geográfica del Estado de Oaxaca. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Compendio. México 166 pp.
- Kovda V.A. (1965). Alkaline soda- saline soils. *Agrokém Talajtan Suppl.* 14, 15-48.
- Kovda V.A. (1977). *Arid land irrigation and soil fertility. Problems of salinity, alkalinity and compaction*. En: *Arid land irrigation in developing countries: environmental problems and effects*. (E.B. Wothington, Ed.). Pergamon Press, Oxford, UK. pp 211-236.
- Litovchenko A.A. (1989). Leaching of saline soils in the Omsk Oblast by depp furrow irrigation. *Sov. Soil Sci.* 21, 59-66.
- Maas E.V. y Hoffman G.J. (1977). Crop salt tolerance current assesment. *J. Irrig. Drain. Div.* 103, 115-154.
- Maas E.V. (1985). Crop tolerance to salinity sprinkling water. *Plant Soil* 89, 273-284.
- Mace J. E. y Amrhein C. (2001). Leaching and reclamation of soil irrigated with moderate SAR waters. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 65, 199-204.
- Malcom E.S. (1993). Sodic soils: New perspectives. *Australian J. Soil Res.* 31, 683-750.
- Martin R.W., Baillod C.R. y Mihelcic J.R. (2005). Low temperature inhibition of the activated sludge process by an industrial discharge containing the Azo Dye Acid Black 1. *Water Res.* 39, 17-28.
- Tchobanoglous G., Burton F. y Stensen D. H. (2003). *Wastewater engineering, treatment and reuse*. Metcalf & Eddy. 4ª ed. Mc Graw Hill, EUA. 1848 pp.
- Moreno M.F. (2008). *México sediento*. Alfaguara, México, 387 pp.
- Narokova P.R. (1991). Experimental study of the stability of primary silicates under a periodically leaching regime of soils. *Sov. Soil Sci.* 23, 98-106.
- Ortega E.M. y García G.E. (1994). La formación geológica de los suelos sólicos y sus propiedades. *Memorias. 15th World Congress of Soil Science Society*. Acapulco, México 3, 279-291.
- Oster J.D. y Schroer W. (1979). Infiltration as influenced by irrigation water quality. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 43, 444-447.
- Palacios M.S. y Gama C.J. (1994). Suelos, génesis, dinámica y degradación. En: *Ciencias de la tierra hoy*. (R.S. De la Cruz. Ed.). Fondo de Cultura Económica. México 178-202.
- Palmer G.R. y Troeh R.F. (1980). *Introducción a la ciencia del suelo. Manual de Laboratorio*. Editor México 158 pp.
- Ramallo R.S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverte. Barcelona, España. 705 pp.
- Reeve R.C. y Doering E.J. (1966). The high salt-water dilution method for reclaiming sodic soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 30, 498-504.
- Rhoades J. D., Kandiah A. y Mashali A. M. 1992. The use of saline water for crop production. *FAO. Irrigation and Drainage Paper*, No. 48. Rome, Italy. 1-33 pp.
- Ruiz C.A., Montemayor T.J., Fortis H.M., Olague R.J. y Villagómez G.J. (2007). Aprovechamiento y mejoramiento de un suelo salino mediante el cultivo de pastos forrajeros. *Técnica Pecuaria en México* 45, 19-24.
- Safánov G.A., Galinski S.D. y Mitronkyn Y.E. (1976). Modelo estocástico del lavado de suelos salinos sulfáticos. En: *Métodos matemáticos en la Biología y en la Edafología*. (Dr. Manuel Ortega Escobar traductor). Nauka. Moscú, URSS. Colegio de Postgraduados, México 165-177.
- Sánchez B.E., Ortega E.M., González H.V., Ruelas A.G., Kohashi S.J. y García C.N. (2003). Tolerancia de tubérculos de papa cv. Alpha en etapa de brotación a condiciones de salinidad. *Terra Latinoam.* 21, 481-491.
- Sánchez B.E., Ortega E.M., González H.V., Camacho E.M. y Kohashi S.J. (2008). Crecimiento de plantas de papa (*Solanum tuberosum L.*) cv. Alpha, inducido por diversas soluciones salinas. *Interciencia* 33, 643-650.
- Sánchez B.E., Camacho E.M., Rodríguez L.A. y Ortega E.M. (2012). Characterization of soils affected by salts in irrigation district 110 "Río Verde", Oaxaca, México. *Afr. J. Agric. Res.* 7, 943-957.
- Sánchez E. (1994). El proceso de lixiviación de sales en suelos de salinidad sulfática de la cuenca evaporítica de Río Verde-Matehuala, San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, Montecillo, Estado de México. 168 pp.
- SAS (1996). *Statistical Analysis System. User's guide*. Release 0.13, Statistics. SAS Institute. Cary, N C, EUA.
- SECOFI (1987). Norma Mexicana NMX-AA-42-1987. Calidad del agua, determinación del número más

- probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. México. 3 de junio de 1987.
- SEMARNAT (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 21 de septiembre de 1998.
- SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación 31 de diciembre de 2002.
- Szabolcs I. (1989). *Salt affected soils*. CRC Press. Boca Raton, Florida, EUA. 101pp.
- Szabolcs I. (1994). Soil and water salinization and desertification. Proceedings of the IV Conference on Desert Development (1993). Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, Montecillo, Estado de México. 25 al 30 de julio, 1993.
- USDA (1985). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de América. (L.A. Richards, Ed.). Manual 60. LIMUSA. México. 172 pp.
- Velázquez M.M., Ortega E.M., Martínez G.A., Kohashi S.J. y García C.N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle de Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoam.* 20, 459-464.
- Villafañe R., Hernández R. y Sánchez N. (2002). Impacto del riego con aguas servidas en los suelos de la cuenca de Valencia. *Agronomía tropical* 52, 89-108.
- Volobuyev V.R. (1964). General features of changes in salt amounts in the soils of irrigated and reclaimed land. *Sov. Soil Sci.* 5, 47-56.