Calidad de agua y suelo

Construcción de un sistema gráfico de alerta para el análisis de tendencias de la salinidad del agua en la cuenca de la Paz, Baja California Sur

Troyo–Diéguez, E.
Cruz–Falcón, A.
López–Aguilar, R.
Centro de Investigaciones
Biológicas del Noroeste S. C.
Valdez–Cepeda, R. D.
Blanco–Macías, F.
Centro Regional Universitario
Universidad Autónoma Chapingo
Solís–Garza, G.
Departamento de Investigaciones
Científicas y Tecnológicas
Universidad de Sonora

Departamento de Agronomía
Universidad Autónoma de Baja California Sur

Correo–e: etroyo04@cibnor.mx

Resumen

La cuenca de La Paz se extiende en una superficie de 1,244.2 km², donde la localidad de mayor importancia es la Cd. de La Paz, capital de Baja California Sur, localizándose también los poblados de El Centenario, Chametla, San Pedro, El Cardonal y Álvaro Obregón–Los Divisaderos, entre otros. El acuífero de La Paz se localiza en el denominado "Valle de La Paz" el cual se ubica entre los paralelos 24°19'52" y 23°48'22" LN y los meridianos 110°06'18" y 110°21'53" LO. En la zona predominan los suelos del tipo denominado yermosol, los cuales tienen una capa superficial de color claro, pobre en materia orgánica, subyaciendo material arenoso con presencia de limos y arcillas, típicos de zonas áridas. La cuenca recarga el acuífero costero de La Paz, el cual es vulnerable a la contaminación por agua de mar, ya que al sobreexplotarse, el agua de mar mediante transgresión subterránea, al fluir tierra adentro pasa a ocupar los espacios vacíos entre sedimentos, proceso que se conoce como intrusión marina. Cuando dicho proceso ocurre, el agua que se extrae de los pozos comienza a manifestar signos de contaminación, al detectarse de calidad salobre o salada. Los registros de salinidad, principalmente de CE, constituyen las bases de datos que sistemáticamente las autoridades han implementado para su análisis e interpretación. De un total de 273 pozos de agua subterránea registrados en el REDPA para el acuífero de La Paz, se cuenta con información sistemática de 120, aunque la calidad puede analizarse y discernirse de manera consistente en 65 pozos, esto es, en 24 por ciento de los mismos. El número de pozos con buena calidad de agua (menos de 1000 ppm de SDT), disminuyó de 33 en el 2001, a 28 en el 2005, y 27 en el 2010, en tanto que el número de pozos con muy alta salinidad (más de 3000 ppm), se incrementó, de cinco en el 2001 (a 13 en el 2005 y a 14 en el 2010. Se presenta un sistema tipo semáforo, con fines de diagnóstico y planeación, consistente en mapas de configuración de isolíneas de salinidad, que revelan mediante cambios de color, el estado que guarda la el parámetro salinidad, lo cual es de suma utilidad para la detección de áreas con alto riesgo de salinización o ensalitramiento.

Palabras clave: salinidad, isolíneas, La Paz

Introducción

En el acuífero costero de La Paz, uno de los procesos de contaminación más evidente en las últimas décadas es la salinización de sus aguas por el avance del agua de mar tierra adentro, fenómeno

que constituye la 'intrusión marina'. En este acuífero costero, que se recarga a partir de la dinámica de la precipitación que ocurre en la cuenca La Paz y que vierte sus aguas directamente al mar (CONAGUA, 2000), hasta antes de la década de los setenta del siglo XX prevalecía un estado de equilibrio entre el flujo de agua dulce y el flujo de agua salada. Dicha condición fue manifestando modificaciones en el mediano y largo plazo, algunas de ellas naturales debidas a cambios climáticos, incluyendo la ocurrencia de sequías, o a procesos costeros y movimientos relativos de la tierra y el mar (Gobierno del Estado de Baja California Sur, 2001). Una vez que las condiciones naturales se han visto modificadas, principalmente por disminución del flujo debido a bombeos de agua subterráneas en el acuífero, el equilibrio agua dulce–agua salada comenzó a mostrar señales de desplazamiento, en sentido hacia tierra adentro (ADI, 1997). Las evidencias indican que la intrusión en el acuífero de La Paz se ha exacerbado debido a que las extracciones de agua subterránea han disminuido el flujo de agua dulce hacia su descarga natural, por lo que el agua de mar ha invadido el subsuelo tierra adentro, principalmente en la zona de Chametla y El Centenario, aproximadamente a ocho km al oeste de la Cd. de La Paz (Antares, 1998). Desde el punto de vista hidrodinámico, la intrusión marina ha ocurrido fundamentalmente debido a que los niveles dinámicos y/o estáticos en zonas de extracción tierra adentro se sitúan por debajo del nivel del mar. En estudios similares sobre cuencas con atributos y condiciones similares a las de la cuenca La Paz, se ha demostrado que una vez que se produce el aumento de la salinidad, el proceso evoluciona con rapidez y asimismo que su vuelta al estado de equilibrio original puede requerir mucho tiempo (Cruz–Falcón, 2007).

La intrusión marina es un proceso contaminante que deteriora enormes volúmenes de agua, que experimentan un notable incremento de la salinidad. La característica esencial de los acuíferos costeros es la coexistencia de dos fases fisicoquímicas diferentes: agua dulce y agua salada. Son fluidos de densidad, temperatura y viscosidad diferente y, por supuesto, con diferente composición química. Al analizar la intrusión marina, se presume la existencia de un límite de separación entre ambas, denominado interfase, si bien la miscibilidad entre el agua dulce y el agua salada no permite que esta interfase sea neta, sino que, realmente, da lugar a una zona de mezcla, de difusión o de transición, de anchura variable que depende de las variaciones del nivel piezométrico, del espesor del acuífero y de la permeabilidad del entorno costero. Con esta premisa, y en situaciones estacionarias normales, la masa de agua salada adquiere la forma de cuña, apoyada en la base del acuífero y con el vértice dirigido tierra adentro (figura 1). La separación en el seno del acuífero, del agua dulce y salada se establece mediante la interfase que, debido a la miscibilidad entre ambas fases acuosas, tiene una dimensión variable, dando lugar a una zona de contacto, de mezcla o de difusión.

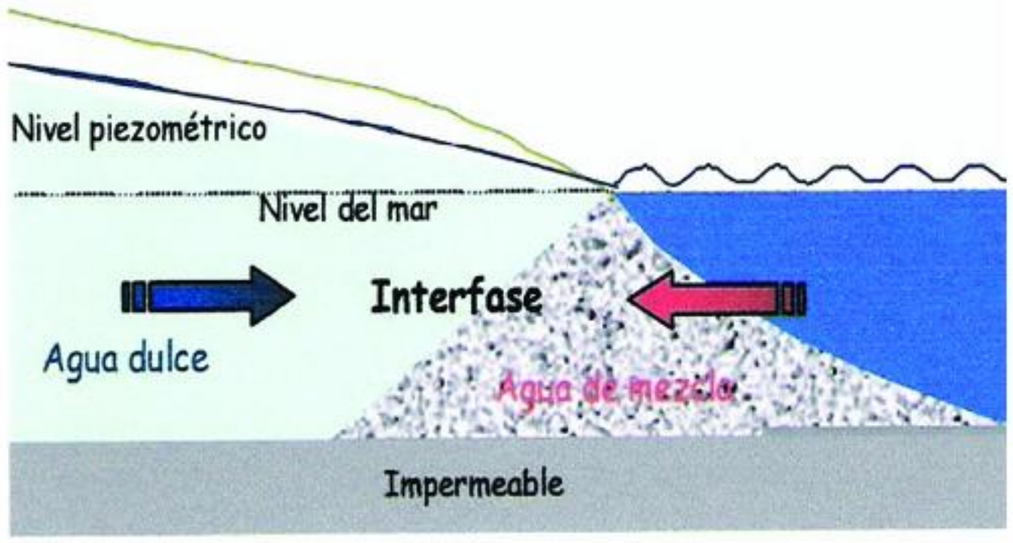

Figura 1. Representación de la intrusión marina en el acuífero de La Paz, B.C.S.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de agua de pozos representativos de la cuenca de La Paz, B.C.S., distribuidos en cuatro de las cinco microcuencas asociadas al acuífero (Palmilla–Punta Prieta, El Cajoncito, La Huerta, la Palma y El Novillo) (figura 2). El acuífero de La Paz se localiza en el "Valle de La Paz", entre los paralelos 24°19'52" y 23°48'22" LN y los meridianos 110°06'18" y 110°21'53" LO (Gobierno del Estado de Baja California Sur, 2007). Se analizó y cuantificó la información disponible de salinidad en 65 pozos de agua subterránea emplazados en el acuífero de La Paz, de los cuales

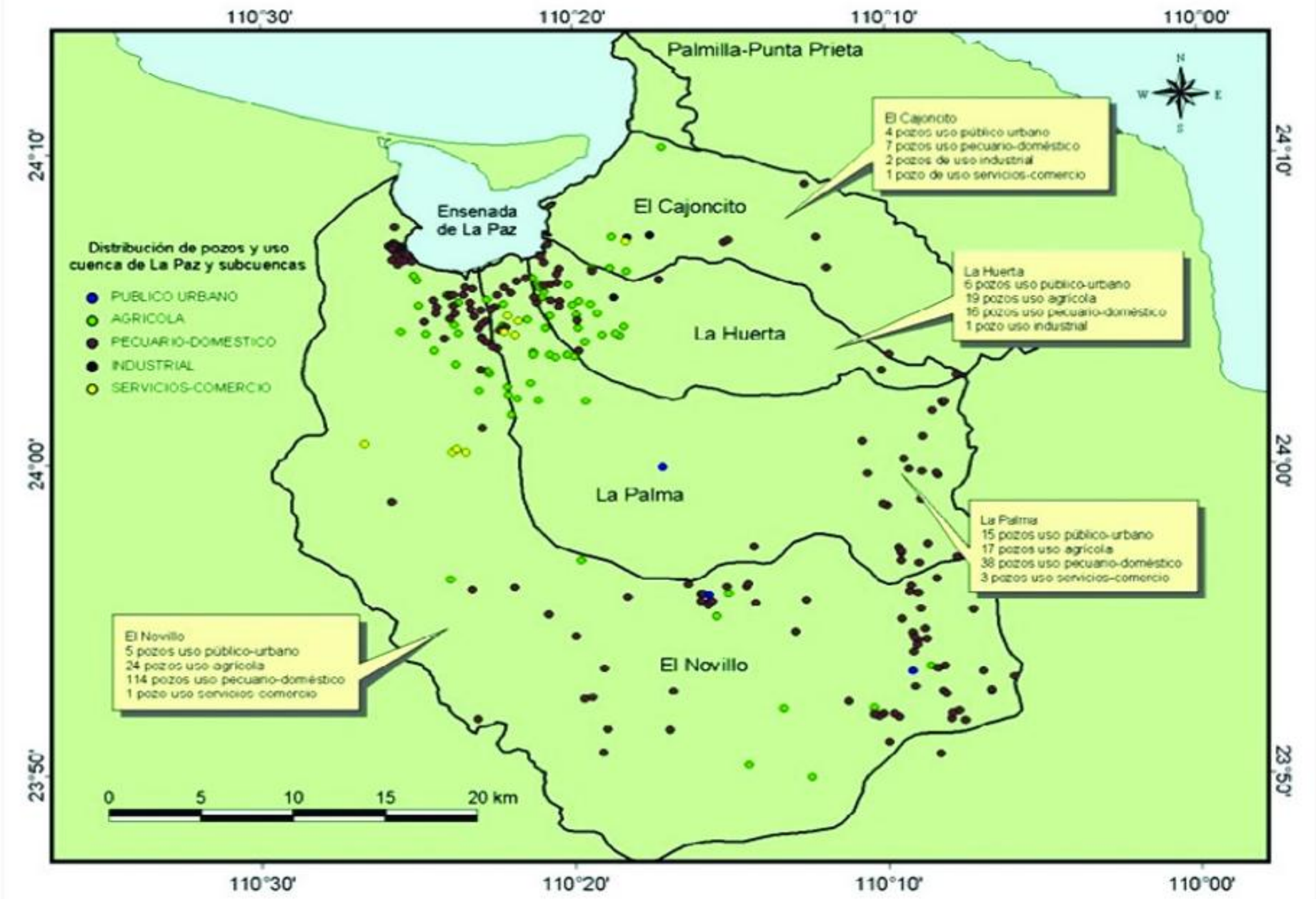

Figura 2. Distribución de pozos por microcuenca de acuerdo al tipo de uso; cuenca de La Paz, B.C.S.

de manera particular se actualizaron y validaron en campo los datos de 34 pozos, en su mayoría agrícolas cercanos a la costa hasta una distancia de 8 km. Las variables registradas y analizadas fueron el pH, la conductividad eléctrica CE (dS m^{-1}), sólidos totales disueltos STD (ppm) y la relación de adsorción de sodio RAS. Para fines de análisis, se seleccionaron y procesaron imágenes de satélite, adaptándolas a los fines del presente trabajo. Los mapas generados se construyeron a partir de los datos disponibles, cotejándolos con las imágenes disponibles, de acuerdo con Herczeg *et al.* (2001); los mapas base incluyeron los de suelos, de vegetación, de climas y los especializados de variables hidrológicas. Los mapas se procesaron por medio del programa ArcInfo ver. 7.1.2.

De acuerdo con la disponibilidad de información, las series de datos de salinidad seleccionadas para la el análisis numérico y gráfico correspondieron a 1998, 2001, 2005 y 2010, aunque por las diferencias observadas, los mapas construidos fueron para 1998, 2005 y 2010.

Resultados y discusión

Intervalos de salinidad en STD

El análisis de los datos de salinidad revela que el número de pozos con buena calidad de agua (menos de 1000 ppm de STD), disminuyó de 33 en el 2001, a 28 en el 2005, y 27 en el 2010, en tanto que el número de pozos con muy alta salinidad (más de 3000 ppm), se incrementó, de cinco en el 2001 (figura 3) a 13 en el 2005 (figura 4) y a 14 en el 2010.

Intervalos de salinidad en STD

La distribución de STD de los últimos años, es evidente en el grupo de pozos más cercanos a la franja costera, principalmente en las localidades de Chametla y El Centenario, al suroeste de la Cd. de La Paz. Los mapas procesados para un sistema de alerta se muestran en las figuras 5, 6 y 7.

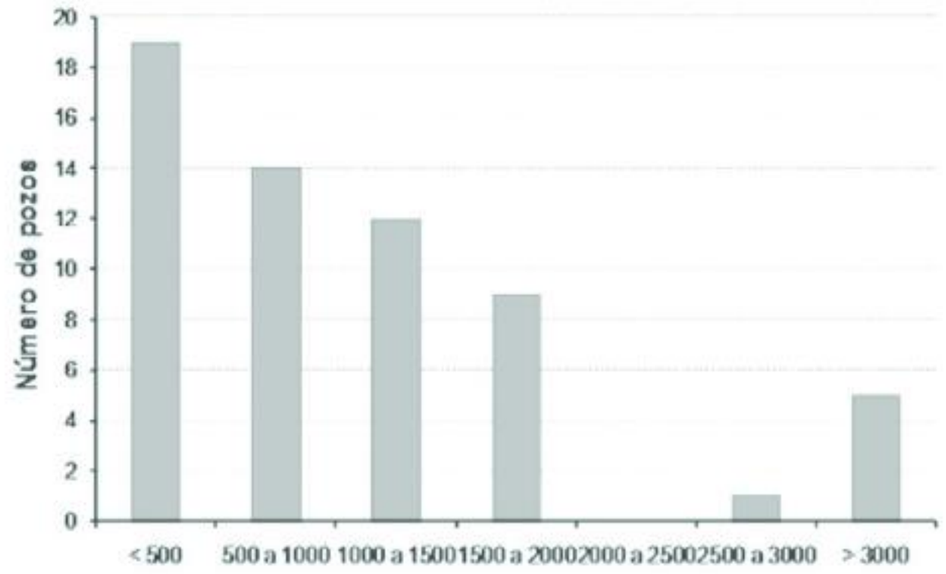

Figura 3. Distribución de frecuencias de número de pozos por intervalos de salinidad, expresada como SDT, ppm. Acuífero de La Paz, 2001.

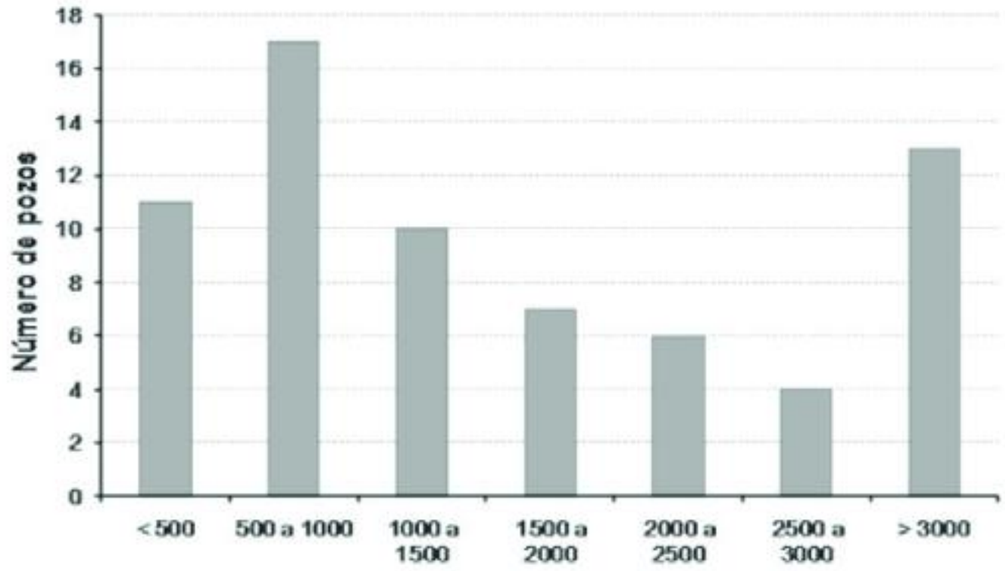

Figura 4. Distribución de frecuencias de número de pozos por intervalos de salinidad, expresada como SDT, ppm. Acuífero de La Paz, 2005.

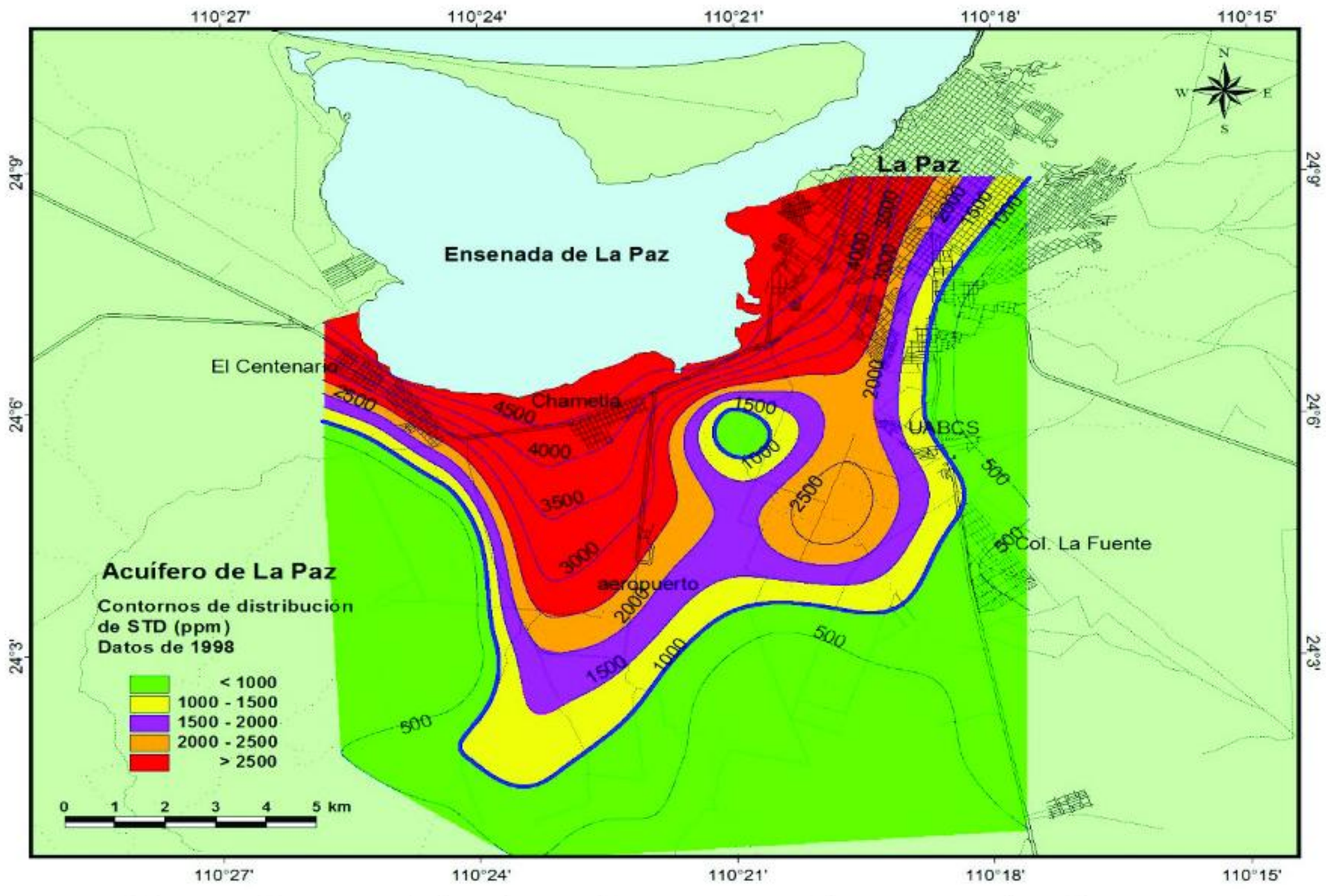

Figura 5. Contornos de distribución de STD para 1998, la zona roja indica alto riesgo.

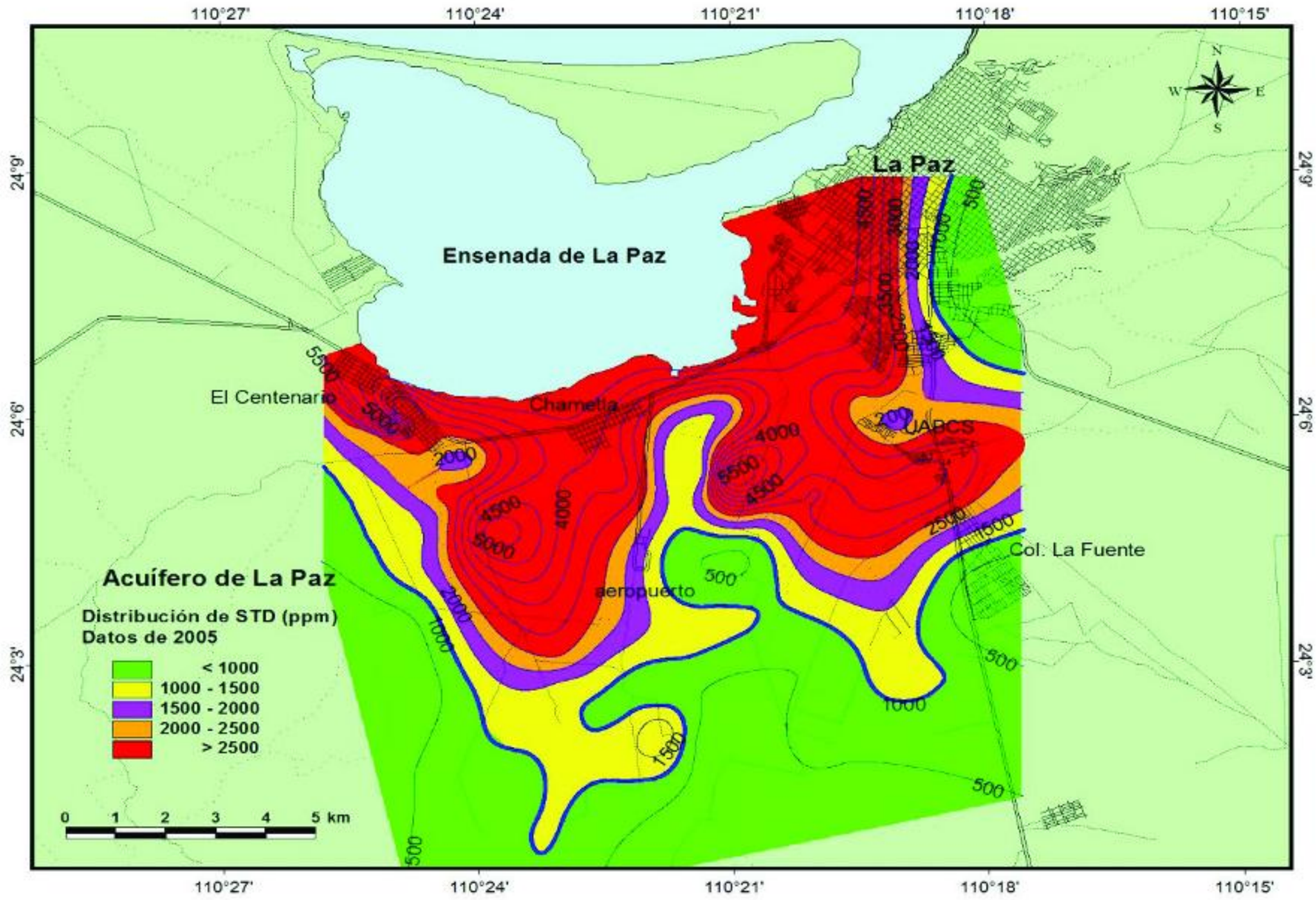

Figura 6. Contornos de distribución de STD para 2005, la zona roja indica alto riesgo.

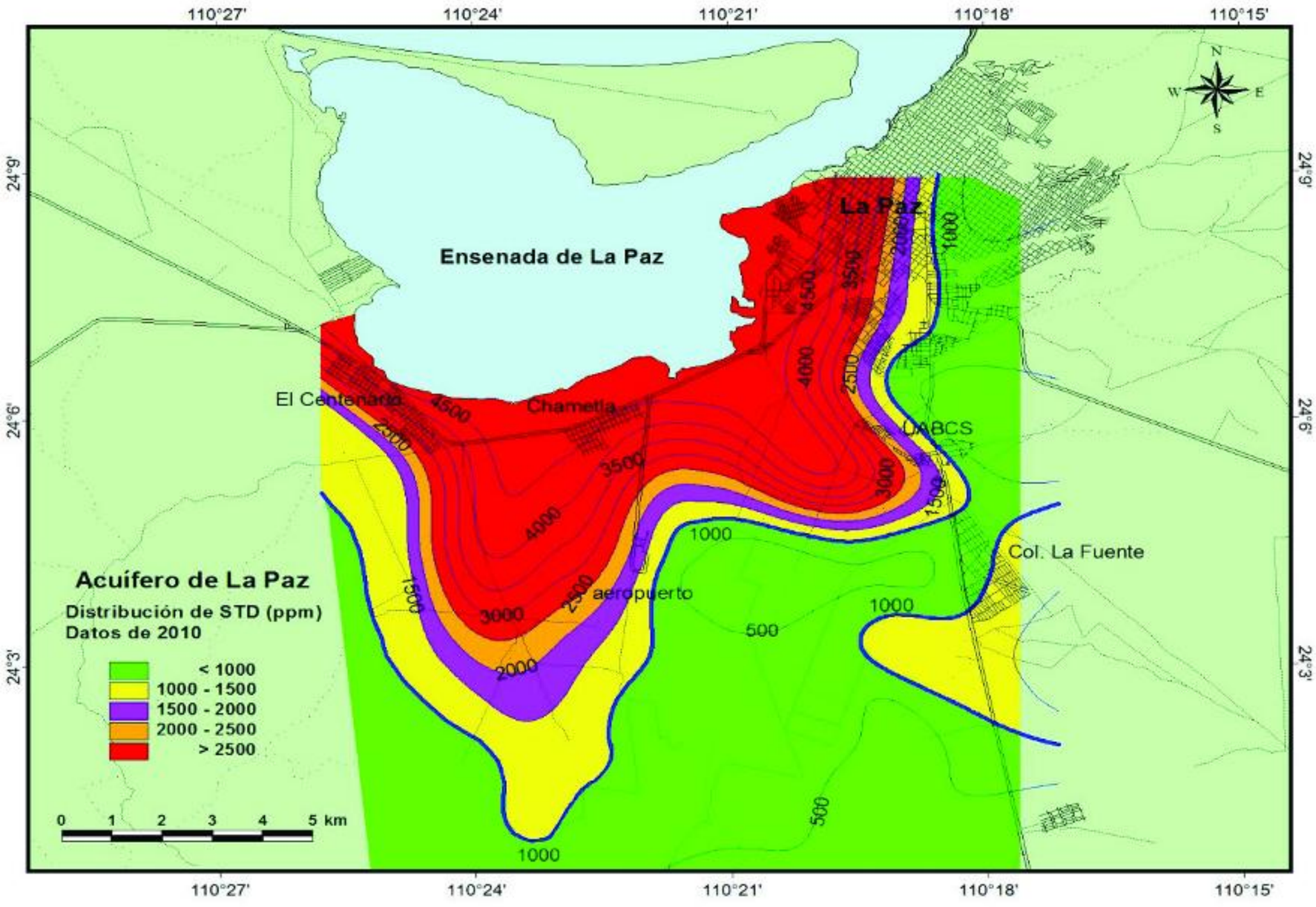

Figura 7. Contornos de distribución de STD para 2010, la zona roja indica alto riesgo.

Conclusiones

El análisis gráfico de los mapas construidos sugiere un incremento drástico en la extensión de la zona afectada por alta salinidad, para el período de 1998 al 2005, en tanto que hacia el 2010 el incremento de dicha extensión fue poco significativo, o evidenció una aparente estabilización. La configuración de un semáforo cartográfico georeferenciado para la valoración de la evolución de la salinidad resulta de suma utilidad para la elaboración de planes de manejo y remediación, indispensables para mitigar la degradación evidente en la zona costera de La Paz y otras regiones semiáridas de Baja California Sur, actualmente sobreexplotadas (Troyo–D. *et al.*, 2010).

Bibliografía

ADI. 1997. Censo de captaciones de agua subterráneas y colección de datos geohidrológicos en la zona La Paz–El Carrizal, B.C.S., México. ADI Construcciones. La Paz, B.C.S.

Antares. 1998. Estudio de simulación hidrodinámica de los acuíferos de La Paz y San José del Cabo, Baja California Sur, México. Antares. La Paz, B.C.S.

Cruz–Falcón, Arturo. 2007. Caracterización y Diagnóstico del Acuífero de La Paz, B.C.S. Mediante Estudios Geofísicos y Geohidrológicos. Tesis de Doctorado, IPN–CICIMAR, 2007.

CONAGUA. 2000. Determinación de la disponibilidad del Acuífero de La Paz, Baja California, México. Comisión Nacional del Agua. México.

Gobierno del Estado de Baja California Sur. 2007. Programa Estratégico de Ordenamiento Territorial. B.C.S., México. Pp. 73–78.

Herczeg, A.L., Dogramaci, S.S, Leaney, F.W.J. 2001. Origin of dissolved salts in a large semi–arid groundwater system: Murray Basin, Australia. Marine and Freshwater Research 52: 41–52.

Troyo–D., E., Cruz–F., A., Norzagaray–C., M., Beltrán–M., L.F., Murillo–A., B., Beltrán–M., F.A., García–H., J.L., Valdez–C., R.D. 2010. Agotamiento hidro–agrícola a partir de la Revolución Verde: extracción de agua y gestión de la tecnología de riego en Baja California Sur, México. Estudios Sociales XVIII (36): 177–201.

Calidad del agua subterránea en la cuenca del río Sinaloa

Llanes–Cárdenas, O.
Programa de Posgrado
Centro de Investigaciones
Biológicas del Noroeste
Norzagaray–Campos, M.
García–Gutiérrez, C.
Espinoza–Carreón, L.
Muñoz–Sevilla, P.
Centro Interdisciplinario de Investigación
para el Desarrollo Integral Regional
Unidad Sinaloa
Instituto Politécnico Nacional

Correo–e: mnorzacam@yahoo.com.mx

Resumen

Se determinó la calidad del agua de la cuenca del río Sinaloa midiendo la concentración de aluminio (Al), cloro (Cl), fierro (Fe) y de la dureza de magnesio (Mg) y manganeso (Mn), así como la hidrodinámica del agua subterránea, incluyendo la variación de la superficie piezométrica, la dirección y la velocidad del flujo subterráneo. Los resultados indican la presencia de fuentes con concentraciones superiores a las establecidas por la NOM–127–SSA1–1994. Las fuentes de Al, Cl y dureza de Mn fueron estables; por otra parte, se detectaron distintas fuentes de alta concentración de Fe y de dureza de Mg. Los niveles de Fe y Mg, este último responsable de la dureza del agua en toda la cuenca, excedieron la norma en 900 km^2. La variación de la carga hidráulica se estimó en un promedio de 24.6 msnm. La superficie piezométrica definió la presencia de un flujo regional y dos intermedios, aunque no dispersaron los elementos anteriores a través del medio poroso debido a las bajas velocidades y dispersividades longitudinales de dichos flujos: 13.53, 0.839 y 0.72 cm/h y de 179.4, 124.2 y 121.8 cm^2/h. Cl manifestó áreas de 420, 560, 600 y 800 km^2, Fe cubrió 180 km^2 y la dureza de Mn abarcó 400 y 720 km^2. Estos parámetros indican que, de acuerdo a los límites establecidos en la norma, el agua de la cuenca no es recomendable para consumo humano y presenta restricciones para la ganadería tecnificada y producción agrícola especializada, como la agricultura orgánica, en diversos lugares y microrregiones de la cuenca.

Palabras clave: río Sinaloa, elementos geoquímicos, calidad del agua.

Introducción

En México, la explotación de acuíferos ha aumentado progresivamente a partir de 1970; en la actualidad se sobreexplota 15 por ciento de las 653 cuencas existentes. Dicho problema es grave si se considera que de las cuencas se extrae cerca de 60 por ciento del agua dulce (GP, 2008). La cuenca del río Sinaloa (CRS) (figura 1) es una de las que recibe mayor aporte de agua en el noroeste de México (3 473.73 Mm^3), que proviene de un flujo procedente del estado de Chihuahua equivalente a una lámina de 140.96 mm (Toutcha *et al.*, 2005). En su trayecto hacia el Océano Pacífico, el río principal, río Sinaloa, es sometido a constantes extracciones para satisfacer las necesidades de los cultivos, extensivos, intensivos y tecnificada, propios de la actividad agrícola de la región (Velásquez *et al.*, 2002), lo cual ha provocado la erosión y pérdida de fertilidad del suelo (Llanes–C., 2007), la desertificación de ciertas zonas y la degradación de la calidad del agua (Morales y Parada, 2005).

El objetivo de este trabajo es determinar los principales parámetros geoquímicos de la CRS que determinan la calidad del agua subterránea para consumo humano (Al, Cl, Fe, dureza de Mg

y Mn), ganadero y agrícola especializado y analizar las anomalías locales de alta concentración con respecto a su hidrodinámica y distancias de ocurrencia, la dirección del flujo subterráneo (f), la velocidad y dispersividad longitudinal.

Materiales y métodos

La CRS se ubica en la región hidrológica RH10–Sinaloa (INEGI, 2005); colinda al norte con la Sierra Madre Occidental (SMO) y al sur con el Golfo de California (GC), también conocido como Mar de Cortés. Sus afluentes principales son el río Sinaloa, el canal del valle del Fuerte y los arroyos de Cabrera, Ocoroní y San Rafael. Existen cuatro puntos donde se concentra la mayor densidad de población: Guasave, Batamote, Tamazula y Sinaloa de Leyva (figura 1).

Con información previa, los flujos en la CRS se clasificaron con base a los criterios de flujo regional e intermedio propuestos por Thoth (1963); posteriormente se aplicó el método de punto de dilución en tres 3 pozos consecutivos en aquellas celdas donde se manifestaron, para calcular de forma puntual la velocidad de f (More *et al.* 1992):

$$v = -(\pi r f / 2t)\ln\left[(c - c^{*} / c_{o} - c*\right] \quad (1)$$

Donde:
r es el radio del pozo de observación (m), f *es* la corrección empírica de la influencia del pozo en el flujo del agua subterránea (Drost *et al.*, 1968), c es la conductividad eléctrica (µS cm^{-1}) a un tiempo t, c_0 la conductividad eléctrica inicial (µS cm^{-1}) a un tiempo $t=0$ después de la inyección y c^* es el nivel de fondo del agua antes de la inyección.

En la ecuación 1, el factor f se consideró igual a 1 debido a que los pozos exploratorios donde se inyectó el NaCl fueron de diámetros muy pequeños y no interfirieron en la dirección del flujo de agua. Por otra parte, la dispersividad longitudinal de la masa se determinó basándose en el método de Huang (1991):

$$C(x,,t) = E\frac{1}{4\pi Dt}e^{-\left[(x-Vt)^2/4Dt\right]} + C_0 \quad (2)$$

Donde:
$C(x,t)$ es la concentración (mg L^{-1}) de NaCl a una distancia x a un tiempo t después de la inyección, E la concentración (mg L^{-1}) inicial de NaCl, D el coeficiente de dispersión (m^2 seg^{-1}), t el tiempo (seg) que transcurrió después de aplicar el NaCl, x la distancia (m) del punto de captación al punto de inyección del trazador, V la velocidad media (m seg^{-1}) del flujo y C_0 la concentración natural o de fondo de NaCl (mg L^{-1}).

Una vez conocido el movimiento del agua y la dispersión hidrodinámica en base a la distancia entre las fuentes de contaminación, se buscó la correlación entre la dirección del flujo, la dispersividad, la velocidad y los NC de Al, Cl, Fe y dureza de Mg y Mn. Para analizar los NC de los iones mencionados en el agua para consumo humano, se tomaron como referencia los niveles guía establecidos en las modificaciones realizadas a la Norma Oficial Mexicana NOM–127–SSA1–1994 (SSA, 2000): Al <0.2 mg L^{-1}, Cl <250 mg L^{-1}, Fe <0.3 mg L^{-1} y dureza de Mn <0.15 mg L^{-1}. En el caso de la dureza de Mg, no contemplada por la normativa, se utilizó el índice de calidad <125 mg L^{-1}, límite en el que el agua se torna amarga y presenta efectos diuréticos al consumo humano. Para dar a conocer mediante mapas las zonas donde las aguas constituyen un riesgo al consumo humano en base a los NC, se aplicó un criterio de siete intervalos de riesgo (IR): 6 a 7 muy alto, 5 a 6 alto, 4 a 5 intermedio y 3 a 4 bajo. El IR de 2 a 3 fue el límite permisible de la Norma, a partir del cual, de 1 a 2 R se trató de un riesgo nulo. Dichas magnitudes se utilizaron de igual forma en los patrones de dispersión de la dureza de Mg.

Resultados y discusión

El promedio de las variaciones/década de los NC de cada elemento se muestra en el cuadro 3: para Al se estimó entre 0.1 y 0.9 mg L^{-1}, para Cl entre

20 y 2002.1, Fe entre 0.1 y 9.1, para la dureza de Mg entre 24 y 802 y la dureza de Mn entre 0 y 2.1 mg L^{-1}. El Índice de Riesgo (IR) que ocasiona el Al en el agua para consumo humano estuvo representado dentro del rango de 0.4 a 0.9 mg L^{-1}; los niveles aptos para el consumo humano se encuentran entre 0 y 0.1 mg L^{-1}. El Cl manifestó cuatro fuentes de alta concentración que rebasaron el estándar oficial: la primera fue de 624.25 mg L^{-1}, la segunda de 849.46, la tercera de 1816.1 y la cuarta 6.99 mg L^{-1}. Los NC disminuyeron particularmente en la cuarta fuente en el período 2000–2008. Los NC de Cl que no presentaron ningún riesgo para el consumo humano tuvieron una variación/década promedio de 35 mg L^{-1}.

Para Fe, los NC por arriba de la Norma Oficial oscilaron entre 0.3 y 9.1 mg L^{-1}, aunque algunas fuentes no la rebasaron toda vez que variaron entre 0.01 y 0.3 mg L^{-1}. El intervalo de variación/década de los NC de la dureza de Mn que rebasó la Norma se determinó entre 0.15 y 2.1 mg L^{-1} y los aptos para consumo humano de 0 a 0.15 mg L^{-1}. La dureza de Mg presentó dos fuentes de alta concentración: una de 802 y otra de 950 mg L^{-1}, cuyas variaciones/década rebasaron asimismo el estándar oficial y se atribuyeron a posibles fuentes de Mn. Los IR con valores elevados de 3 a 7 que ocasionan daños en el humano por consumir agua con Al se presentaron al oeste de la SMO y en la parte central (figura 2). La presencia de Cl se concentró paralela a la costa en la parte central y estuvo representado por cuatro fuentes de alta concentración que rebasaron el estándar oficial: la primera al oeste con un diámetro (Ø) aproximado de 9 km y un área (A) de 560 km^2, la segunda en la parte central, con Ø de 2 km y A aproximada de 600 km^2, la tercera al este, presentó un Ø de 3 km y A aproximada de 800 km^2, la cuarta en la parte superior oeste, mostró un A aproximada de 420 km^2. Los NC de CL con valores de IR nulos para el consumo humano de agua estuvieron en las cercanías de los pies de

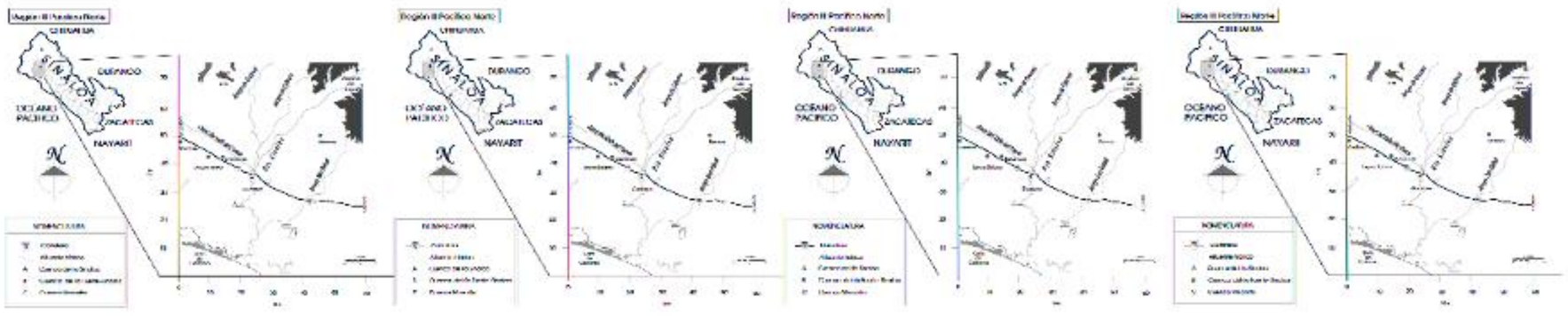

Figura 1. Localización de la Región Hidrológica Pacífico Norte III y el Valle de Guasave–Sinaloa de Leyva, Sinaloa.

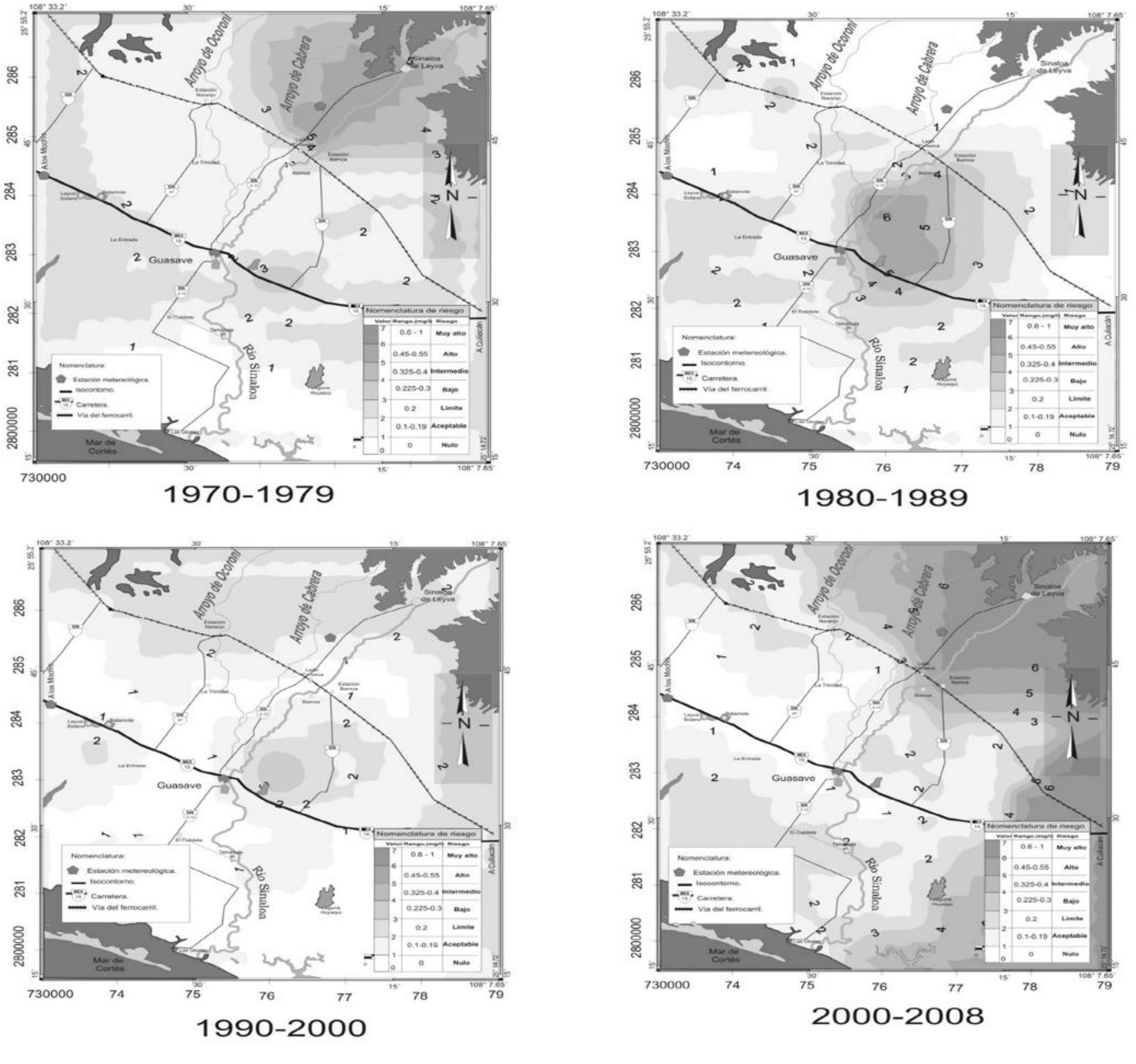

Figura 2. Cambios espacio–temporales de los niveles de concentración de Al, zonificación y clasificación del riesgo al consumo humano y producción especializada, según la NOM–127–SSA1–1994.

monte de la SMO, al igual que en la zona central y costera.

Al norte, el Fe manifestó las concentraciones mayores en todas las décadas, en una A aproximada de 900 km². De manera aislada en el centro, Fe presentó una fuente de alta concentración que rebasó la Norma Oficial con un Ø de 5 km y A de 180 km². Valores de IR de 0 a 2 para dicho elemento se ubicaron al centro, en la zona oeste y cerca de la costa. A excepción de pequeñas zonas libres de IR peligrosos cerca de la costa, los NC para la dureza de Mg por arriba del estándar cubrieron la mayor parte (95 por ciento) de la CRS.

De todos los elementos, el que mayores anomalías manifestó en los pozos fue la dureza de Mn, de la cual se resaltan dos fuentes de alta concentración: la primera al este de la SMO, con un Ø de 10 km y A aproximada de 400 km², en tanto quela segunda se ubicó al oeste, cerca del GC, con 35 km de Ø y A de 720 km² (figura 3).

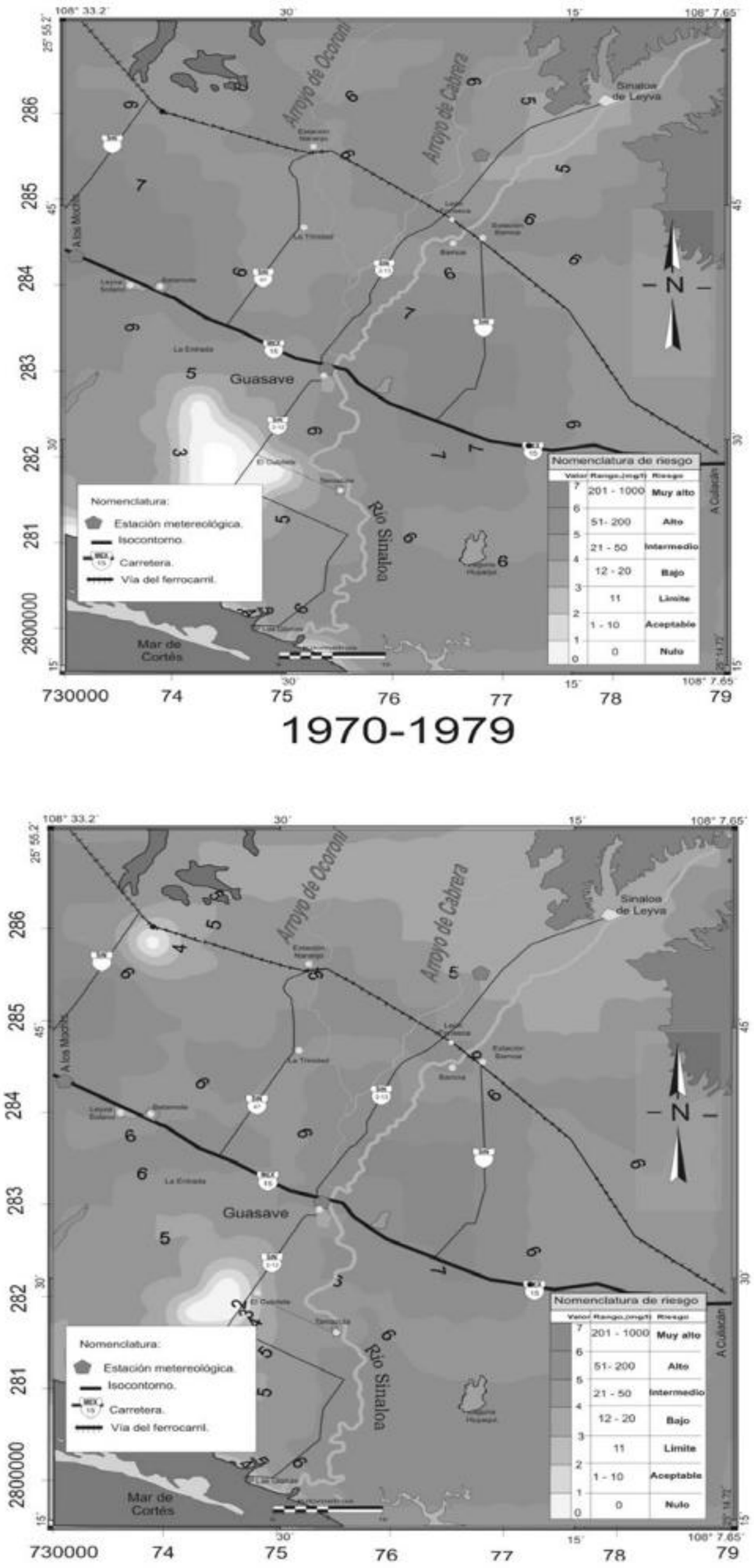

Figura 3. Cambios espacio–temporales de los niveles de concentración de la dureza de Mn, zonificación y clasificación del riesgo al consumo humano según la NOM–127–SSA1–1994.

Conclusiones

Las variaciones estacionales de las concentraciones elementales reflejan una serie de anomalías locales en los distintos mapas (figuras 2 y 3), las cuales podrían asociarse a fuentes de contaminación a largo plazo, sin embargo, las mismas no se consideraron de tal manera ni fueron analizadas con respecto al flujo debido a la baja velocidad del mismo. Es por ello que solo se atribuyeron a problemas de calidad local y sin correlación con el transporte de masa que podrían producir el f regional y los intermedios. Aunado a lo anterior, en la literatura disponible no existen reportes de indicios de contaminación que se muevan a distancias de cientos de kilómetros para ninguno de

los elementos analizados.

Como ejemplo, el Fe y Mn presentes en altas concentraciones en distintos puntos de la CRS, que son los de mayor masa atómica (55.84 y 54.93 g mol^{-1}), en el subsuelo no podrían viajar cientos de kilómetros en unas cuantas décadas por la lenta velocidad. A ambos elementos le sigue el Cl (35.45 g mol^{-1}), el Al (26.98 g mol^{-1}) y el Mg (24.30 g mol^{-1}), para los cuales tampoco existen reportes de transporte a grandes distancias. Por lo anterior, las anomalías detectadas s (figuras 5 a 9) se presentan en este diagnóstico en base a sus dimensiones y el riesgo que las aguas pudieran ocasionar al ser destinadas como agua para consumo humano. Se puede concluir que los 3 flujos subterráneos en la CRS en los 38 años de diagnóstico, no son los causantes de trasladar por el medio poroso estas masas moleculares, pero si de contribuir a las formas geométricas que adquieren las fuentes de alta concentración.

Los resultados resaltan que pesar de que las técnicas de planificación y manejo en las cuencas nacionales han evolucionado, aún existen en nuestro país cuencas como la CRS en las cuales los principales elementos geoquímicos rebasan los estándares oficiales para el consumo humano, por lo que es necesaria la remediación oportuna de estos sistemas hidrológicos. Por ello se debe tomar en cuenta que el comportamiento natural que tienen las cuencas es complejo y diferente al resto de las áreas naturales que se decretan bajo un régimen especial de conservación y manejo. Conocer esta complejidad ayudará a conciliar el equilibrio ecológico bajo un régimen socioeconómico dinámico e igualmente complejo (Grimaldo *et al.*, 1989), que busque los mecanismos para la conservación y manejo adecuados bajo fundamentos coherentes de una política nacional de conservación y manejo integral que tome en cuenta los riesgos que tienen las cuencas costeras.

Bibliografía

Drost, W.D., K.A. Koch–Moser, F. Neumaier and W. Ranert. 1968. Point dilution methods of investigating ground water flow by menas of radio-isotopes. Water Resources Res. 4(1): 125–146.

GP (Gaceta Parlamentaria). 2008. Iniciativas de la Cámara de Diputados del Honorable Congreso de la Unión, LX Legislatura. Año XI, número 2445–II, México, jueves 14 de febrero, 29 pp.

Grimaldo, G.J. 1989. Aspectos institucionales y legales de la conservación de cuencas hidrográficas en Venezuela. Economía 4; 97–107.

Huang, H. 1991. On a One–dimensional Tracer Model. Groundwater 29(1): 18–20.

INEGI. 2005. Anuario Estadístico del Estado de Sinaloa. Reporte técnico. Instituto Nacional de Estadística y Geografía–Gobierno del Estado de Sinaloa. Aguascalientes, Ags. México. 321 pp.

Llanes–C., O. 2007. Evaluación espacio–temporal de la pérdida de suelo: indicadores de erosión hídrica y eólica para el valle de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría. CIIDIR–IPN–Sinaloa. Guasave, Sinaloa, México.

SSA. 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM–127–SSA1–1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación. 20 de octubre de 2000.

Tóth, J. 1963. A theory of groundwater motion in small darinage basins in central Alberta. J. Geophysics Resourses. 67: 4375–4387.

Tóth, J. 2000. Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. Bol. Geol. Min. 111: 9–26.

Toutcha, L.S., Sosa, M. y R. Soto R. 2005. La flora de las Barrancas del Cobre, Chihuahua, México. Ecol. Aplic. 4, 17–23.

Velásquez, A.J., Mas, J.F., Díaz, G.R., Mayorga, S.R., Alcántara, P.C., Castro R.T., Fernández T., Bocco, G., Ezcurra G. y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta Ecol. 62: 21–37.

Uso de yeso para mitigar la sodificación en cultivos orgánicos establecidos en zonas áridas y semiáridas del noroeste de México

López–Aguilar, R.
Rodríguez–Quezada, G.
Naranjo–Murillo, A.
Beltrán–Morales, L. F.
Troyo–Diéguez, E.
Centro de Investigaciones
Biológicas del Noroeste S. C.
Casanova–Cruz, A.
Peralta–Patrón, O.
Compañía Occidental Mexicana
Centro de Investigaciones

Correo–e: daguilar04@cibnor.mx

Resumen

Se evaluó el efecto del yeso en la prevención de la sodificación en suelos de sistemas agrícolas orgánicos del noroeste de México. Se determinó la relación entre salinidad, alcalinidad y requerimiento de yeso directamente en campo. Los resultados indican que los suelos del noroeste de México necesitan entre 4 y 40 $t \cdot ha^{-1}$ de yeso para prevenir o remediar la sodificación. Para evaluar el efecto del yeso en la sodificación del suelo y el crecimiento de cultivos se aplicaron 0, 2, 4 y 8$t \cdot ha^{-1}$ de yeso en siembras de calabacita, repollo, lechuga, betabel y pepino tres días antes del trasplante, y al inicio de floración en naranjos. Se colectaron muestras de suelos antes y después de tres meses de la aplicación del yeso. El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) se redujo gradualmente al incrementar el yeso, mientras que la reducción en el pH fue mayor con 8 $t \cdot ha^{-1}$. La conductividad eléctrica (CE) aumentó con la aplicación de yeso en todos los terrenos, más evidente en los menos salinos. El yeso incrementó significativamente la capacidad de intercambio catiónico (CIC), Ca^{+2} y K^{+} intercambiable, siendo su mayor efecto en suelos con más materia orgánica. El intercambio de Ca por Mg fue la reacción dominante. El incremento en rendimiento de las hortalizas evaluadas fue poco significativo, pero al considerar los principios de agricultura sustentable, incluyendo el mantenimiento de la salud del suelo y la cosecha de productos de mayor valor nutrimental (aminoácidos, azúcares, proteínas, y menos nitratos, entre otros) relacionados con $SO4^{-2}$ y Ca^{+2}, la aplicación de yeso en estos ecosistemas fue importante desde los puntos de vista agronómico y edáfico.

Palabras clave: sodicidad, yeso, zonas áridas.

Introducción

Una premisa fundamental de la agricultura orgánica es fortalecer la actividad microbiológica en el suelo y mantenerlo balanceado en nutrientes mediante aportaciones de sustancias orgánicas, en lugar de aplicar a los cultivos fertilizantes solubles (Watson *et al.*, 2002) que tarde o temprano dañan sus propiedades físico–químicas. Sin embargo, los críticos del esquema orgánico argumentan que no hay suficientes fertilizantes que cumplan las normas que rigen este sistema de producción, por lo que es indispensable aumentar considerablemente la superficie cultivada para lograr cosechar cantidades importantes de alimentos orgánicos (Trewavas, 2002). En zonas áridas y semiáridas, como el noroeste de México, la producción orgánica está limitada por la escasez de N en el suelo (Giese *et al.*, 2011). Para enfrentar tal inconveniente, se aplican abonos que proceden de restos de cosechas, estiércoles de animales, composta y vermicompost, y se es-

tablecen cultivos de leguminosas para fijar nitrógeno (N) biológicamente, incorporándolos como abonos verdes. El compost y vermicompost son los más utilizados en la agricultura orgánica, pero su bajo contenido de N, que varía de 1 a 4 por ciento (Chaney *et al.*, 1992) obliga a los productores de zonas áridas y semiáridas a la aplicación de elevadas cantidades por hectárea cultivada, encareciendo sustancialmente el proceso.

Una de las estrategias que se propone para resolver la escasez de N en estas zonas es el establecimiento de leguminosas para fijación biológica de N (FAO, 1993). Sin embargo, su efectividad se encuentra limitada por la poca disponibilidad de agua de riego y las fechas de siembra de los cultivos de interés comercial. Por otro lado, el cultivo orgánico de hierbas aromáticas es muy común, pero la mayoría son perennes y no es posible cultivar anualmente abonos verdes para incrementar el N en el suelo para beneficio de este tipo de plantas.

Los abonos verdes no siempre cumplen con el concepto de una agricultura sustentable y la conservación del suelo, aunque cumplen con los requisitos de las normas establecidas para el mercado orgánico de los EEUU. Algunos de los insumos nitrogenados comúnmente utilizados en la agricultura orgánica son la harina de pescado, harina de sangre, estiércol semilíquido o purines, y nitrato chileno. Aunque estos abonos son ricos en N y permiten obtener altos rendimientos en los suelos de las zonas áridas y semiáridas, también contienen altas concentraciones de sodio (Abdurrahman *et al.*, 2004) que destruye la estructura del suelo, compacta la superficie y reduce la tasa de infiltración del agua de riego.

El yeso ($CaSO_4\ 2H_2O$) no solamente previene y corrige los problemas que ocasiona el Na en los suelos, como los mencionados anteriormente, sino que también contribuye a la nutrición eficiente de las plantas. La aplicación de yeso produce un mayor aprovechamiento de otros nutrientes esenciales; el N y P son absorbidos más eficientemente cuando el suelo tiene suficiente cantidad de S y Ca. En el noroeste de México se han registrado incrementos de 4 a 10 veces en el rendimiento de forrajes fertilizados con P, con un nivel adecuado de S y Ca. La aplicación de yeso para reducir los riesgos de sodificación en los suelos es practicada en algunas regiones áridas y semiáridas. Con su aplicación se mejoran las propiedades del suelo al desplazar el Na^+ y ocupar sus sitios de intercambio con Ca^{+2}, aumentando la fuerza iónica alrededor de las partículas del suelo y por la formación de complejos iónicos con $SO4^{-2}$ durante la solubilización del yeso. Se ha generado abundante información sobre los beneficios del yeso en diferentes países, pero su evaluación como insumo orgánico capaz de mitigar o prevenir el proceso de sodificación ha sido poco explorada y documentada.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en diversos sitios localizados en el noroeste de México. Los suelos de esta zona se clasifican en su mayoría como Aridisoles (Endo *et al.*, 2000), en los que es común encontrar problemas de salinidad en aguas de riego y suelos que están disminuyendo la capacidad productiva de los terrenos agrícolas. La zona noroeste representa el 60 por ciento del país y se caracteriza por una precipitación anual baja, entre 0 y 450 mm; temperaturas generalmente elevadas, hasta 45°C; y una alta evaporación, hasta 3200 mm anuales. Estas características ocasionan que se acumulen con facilidad sales en los terrenos agrícolas, ya que el movimiento de agua a través del perfil del suelo es mínimo.

Origen del yeso de los tratamientos

El yeso utilizado es procesado por Compañía Occidental Mexicana (COMSA), localizada en Isla San Marcos, B.C.S., México. COMSA es la empresa con mayor potencial productor y principal exportadora de roca de yeso en el mundo. La compañía fue constituida en 1923 y posee yacimientos a cielo abierto originados hace unos 200×10^6 años, como resultado de depósitos marinos cuando la isla era parte de las inmensas extensiones oceánicas. Durante dicho período geológico, algunos mares se secaron dejando lechos de yeso que se

Cuadro 1
Cultivos y algunas propiedades físico–químicas de los suelos de los sitios seleccionados antes de aplicar tratamientos

Cultivo	P. Exp. m^2	Rep r	Sitio, Estado	Textura	MO %	PSI %	pH (H_2O) rel. 1:2	CE dSm^{-1}
Calabacita	30	6	San Joaquín, BC	F–L	0.82	19	8.43	1.96
Repollo	36	4	Vizcaíno, BCS	F–An	0.47	38	9.35	2.36
Lechuga	36	6	Mulegé, BCS	F	0.88	12	8.45	1.27
Betabel	36	6	Mulegé, BCS	F	0.73	11	8.52	1.30
Naranjo	48	4	S. Domingo, BCS	F–L	0.44	34	9.22	1.18
Pepino	36	4	El Carrizal, BCS	F	0.79	14	8.46	0.96

P. Exp: parcela experimental, Rep: repeticiones, MO: materia orgánica, PSI: porcentaje de sodio intercambiable, CE: conductividad eléctrica. F–L : franco–limoso; F–An : franco–arenoso; F : franco.

recubrieron para ser descubiertos posteriormente por el hombre. El yeso es comercializado con fines agrícolas y contiene 22,5 por ciento de Ca y 17,5 por ciento de S.

Evaluación del yeso agrícola en la remediación de suelos sódicos

Para evaluar el efecto del yeso agrícola en la remediación y prevención de la sodificación de los terrenos se seleccionaron sitios con diferentes niveles de sodicidad del suelo y se cultivaron en ellos distintas especies de hortalizas y frutales. Las dimensiones de las parcelas experimentales no fueron iguales para todos los cultivos, pero sí se conservaron las mismas dimensiones en la superficie concedidas a tratamientos y parcela útil dentro de cada cultivo (cuadro 1). Los tratamientos consistieron de tres dosis de yeso agrícola (2, 4 y 8 $t \cdot ha^{-1}$) y un testigo sin aplicación de yeso. Los tratamientos se distribuyeron en un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones. La aplicación de yeso agrícola se realizó en una sola vez, tres días antes del trasplante para las hortalizas y a inicio de floración en el cultivo de naranjos. Las dosis correspondientes en las parcelas experimentales se distribuyeron en forma manual y se incorporaron en los primeros 20 cm mediante dos pasos de rastra.

Las dimensiones de las parcelas experimentales fueron variables en los sitios seleccionados y las formaron de cuatro a seis surcos de 8–10m, dependiendo del sitio y cultivo en las hortalizas, mientras que en los naranjos se consideraron parcelas experimentales líneas comprendidas por 10 individuos. La separación entre surcos para las hortalizas fue de 0.8 m. La separación entre plantas para calabacita, repollo, lechuga, repollo y pepino fue de 0.4 m, mientras que en betabel se separaron 0.2 m. El marco de plantación de los naranjos fue de 4×6 m^2. Como parcela útil se consideraron solo los dos surcos centrales en las hortalizas y los seis arboles centrales en los naranjos. En las hortalizas se utilizó riego por goteo aplicando una lámina de riego promedio de 8 mm cada tercer día, mientras que los naranjos se regaron con micro–aspersores y aportando una lámina de 18 mm cada cinco días. En algunos sitios las aplicaciones de agua se llevaron a cabo con base en lecturas de tensiómetros colocados a 30cm de profundidad en el suelo. De manera general, los suelos se mantuvieron en una condición de humedad de capacidad de campo con un contenido de humedad >50 por ciento en base a peso seco.

Muestreo de suelo y análisis químico

Para determinar la relación entre salinidad, alcalinidad y requerimiento de yeso agrícola, el pH (HI 99121, Hanna) y la conductividad eléctrica (HI 993310, Hanna) del suelo de zonas agrícolas de

Baja California, Baja California Sur y Sonora se determinaron directamente en campo utilizando equipo portátil y siguiendo los procedimientos indicados por el fabricante. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se midió en un extracto suelo:agua en proporción (v:v) 1:2. Los requerimientos de yeso agrícola se cuantificaron utilizando un kit de análisis (Hanna, HI 38083) que está basado en el método de laboratorio propuesto por USDA (1954). En los sitios donde se establecieron parcelas experimentales con hortalizas y frutales, el muestreo de los suelos fue realizado antes y después de tres meses de haberse aplicado los tratamientos.

Se colectaron muestras de suelo en los valles agrícolas de San Joaquín, Vizcaíno, Mulegé, Santo Domingo y El Carrizal, localizados en dos estados del noroeste de México: Baja California y Baja California Sur. El muestreo fue sistemático, en zig–zag, y se obtuvieron muestras compuestas (10 submuestras/muestra compuesta) representativas a profundidad de 0–30cm. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron con una malla de 2 mm para remover los fragmentos gruesos y posteriormente se almacenaron hasta el momento de su análisis químico. La densidad aparente fue evaluada por medio del método del cilindro, mediante tres repeticiones en cada parcela. El pH y CE del suelo se midieron en extracto de saturación (suelo:solución 1:2). La materia orgánica se determinó por el método de Walkley y Black (1934). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se cuantificó por el método de acetato de amonio con pH de 7,0 (Rhoades, 1982) y los cationes intercambiables se determinaron por espectroscopía de absorción atómica.

Diagnóstico nutrimental

Para el diagnóstico nutrimental se realizó el muestreo foliar después de 54–60 días de aplicados los tratamientos en las hortalizas, mientras que en los árboles de naranjo este se llevo a cabo 85 días después de la aplicación del yeso agrícola. En calabaza y pepino se colectaron hojas recientemente maduras en la etapa de cuarta cosecha; en betabel hojas recientemente maduras al momento de cosecha; en repollo y lechuga se colectaron cabezas formadas; y en naranjos hojas de 4–6 meses de edad de la parte media de brotes no fructíferos. Las muestras fueron lavadas con agua destilada y frotadas con papel toalla para eliminar el agua adherida. Posteriormente se secaron a 70°C en un horno de convección forzada (Yamato, DK 85) durante tres días. Las muestras de materia seca se pulverizaron con un molino de café (Mr. Coffee Products, IDS57) suficientemente para pasar una criba de 1mm. Posteriormente se llevaron a cabo los análisis minerales. Ca, Mg, K y Na fueron extraídos mediante mezcla de H2SO4:HNO3:HClO4 en proporción 1:10:4 (v/v) y su contenido estimado por espectrofotometría de absorción atómica (Shimadzu, AA–660). Los sulfatos (SO4–2) fueron extractados con agua hirviendo y sus concentraciones se determinaron por cromatografía de iones (Shimadzu, HIC–6A).

Diseño experimental y análisis estadístico

Los experimentos en los distintos sitios fueron establecidos en un diseño de bloques completos al azar en los cuales las repeticiones de los tratamientos variaron de 4 a 6. Para el análisis estadístico se utilizó el paquete SAS versión 9.1 (SAS, 2002). Los datos obtenidos de las variables medidas fueron sometidos a análisis de varianza y comparación de medias por el método de Tukey.

Resultados y discusión

Requerimiento de yeso agrícola

El 80 por ciento de las mediciones directas efectuadas en campo revelan que el pH de los suelos se encuentra en el intervalo de 7,86 a 9,60, clasificándose de alcalinos a muy alcalinos (USDA, 1954). Lo anterior indica que la mayoría de los cultivos que se establecen sufren una reducción en su potencial de producción, ya que el pH del suelo está muy relacionado con la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Solamente un número muy reducido de cultivos de importancia socioeconómica, tales como betabel, cebada, algodón, palma datilera y olivo, están adaptados a

esos niveles de alcalinidad y sus rendimientos no son afectados significativamente por el pH elevado de los suelos (Majerus, 1996). De acuerdo a la CE medida directamente en campo existe una distribución similar para las clases establecidas, pero es necesario señalar que el 65 por ciento de los suelos ya presentan altas concentraciones de sales solubles. La medición de estos dos parámetros aconseja la necesidad de aplicar yeso agrícola para revertir el daño químico que la agricultura está ocasionando en los suelos. Considerando este estudio, los resultados indican que los suelos del noroeste de México requieren entre 4 y 40 $t \cdot ha^{-1}$ de yeso agrícola para prevenir o remediar el fenómeno de sodificación.

Una de las principales limitantes en el uso de yeso agrícola para mejorar la capacidad productiva de los suelos sódicos es la aplicación de dosis uniformes a grandes extensiones de terrenos que generalmente varían ampliamente en sus características físicoquímicas. Esta variación reduce significativamente la eficacia del yeso, y solamente puede incrementarse si se aplican dosis variables en función del requerimiento de yeso conforme a las condiciones físicoquímicas del terreno. Sin embargo, para lograr esto se necesita el análisis químico de un número elevado de muestras de suelo, lo cual incrementa sustancialmente los costos de producción.

Por lo antes expuesto, la elaboración de una base de datos en la que se incluyan parámetros estrechamente vinculados con la degradación química de suelos como CE y pH, y los relacione con el requerimiento de yeso, es una estrategia de bajo costo para realizar un diagnostico en campo de la necesidad de aplicación de dosis variables de yeso para incrementar la eficacia en el mejoramiento de suelos con problemas de sales solubles y exceso de sodio intercambiable en zonas áridas y semiáridas.

Remediación de suelos sódicos

En el noroeste de México es muy difícil que los suelos agrícolas alcancen un balance ideal en cationes intercambiables, ya que generalmente las aguas de riego contienen cantidades significativas de Na^{+} (López *et al.*, 2003). Lo anterior conduce a una acumulación gradual de este ión y al desplazamiento de Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+} del complejo de intercambio (Gharaibeh *et al.*, 2009). Además, las prácticas inadecuadas de aporte de nutrimentos acentúa frecuentemente el desbalance de cationes en el complejo de intercambio. En el presente estudio, las aplicaciones de yeso agrícola disminuyeron significativamente el pH y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en todos los sitios. El PSI se redujo gradualmente conforme se incrementaron las dosis de yeso agrícola, mientras que la reducción en el pH del suelo fue más evidente en los terrenos que recibieron la mayor dosis ($8 t \cdot ha^{-1}$). Al igual que en este estudio, diversos autores han reportado una contribución efectiva del yeso en la reducción del pH del suelo en terrenos con problemas de sodicidad (Makoi y Verplancke, 2010). Con la aplicación de yeso agrícola no solamente el Ca^{+2} ocupa los sitios de intercambio disponibles al desplazar el Na^{+} del complejo de intercambio, sino que también el H^{+} disociado del agua de riego se apropia de una parte de estos sitios, ocurriendo un proceso de acidificación del suelo. Por otro lado, los bicarbonatos causantes de la alcalinidad se combinan con el Ca^{+2} del yeso formando compuestos de baja solubilidad y contribuyendo en la reducción del pH (Rodrigues da Silveira *et al.*, 2008).

La reducción del PSI en la zona donde se aplicó yeso obedece a que el Na^{+} desplazado forma NaOH al reaccionar con el agua de riego, el que posteriormente se combina con CO^{2} libre en el suelo para formar carbonato de sodio que es lavado a horizontes inferiores (Gharaibeh *et al.*, 2009). Debido a que durante la formación de NaOH se libera H^{+}, se presenta en el medio un proceso de acidificación que ocasiona la disminución del pH (Gupta *et al.*, 1985). La CE del suelo se incrementó con la aplicación de yeso en todos los terrenos. En las parcelas donde se aplicó 8 t·ha–1 el incremento fue de 4 a 52 por ciento con respecto a las parcelas que no recibieron yeso. El incremento en CE fue más evidente en los terrenos con salinidades más bajas (Valle de Santo Domingo y El Carrizal). Al evaluar la aplicación de yeso en un suelo salino–sódico, Holanda *et al.*

(1998) también observaron un aumento en la CE del suelo. Este incremento se considera un resultado normal, ya que el yeso es una fuente de sales que ingresan a la solución del suelo. Sin embargo, el aumento de salinidad ocurre solamente al inicio.

Con el transcurso del tiempo, el desplazamiento de Na^{+} por el Ca^{+2} que sucede en el complejo de intercambio mejora la conductividad hidráulica e infiltración del agua de riego, y por lo tanto una mayor facilidad para el lavado de sales conduce a la reducción de la CE del suelo. En el presente estudio la profundidad de muestreo fue 0–30cm, y en esta zona fue donde se registraron los incrementos en CE. Se considera que el periodo de tratamiento fue corto para detectar un proceso de lavado hacia capas más profundas, como lo demostraron Raza *et al.* (2001), quienes reportaron que las aplicaciones de yeso redujeron la CE en 49 por ciento a 0–30 cm de profundidad, y en 15 por ciento a 30–60 cm, pero en la capa de 60–90 cm la CE aumentó en 20 por ciento.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) aumentó significativamente al aplicar yeso agrícola en todos los sitios evaluados y este cambio fue más acentuado en los terrenos con mayor cantidad de materia orgánica. Hamza y Anderson (2003) también reportaron un incremento significativo en la CIC por efecto de aplicaciones de yeso, aumento que fue mayor en suelos arcillosos que arenosos. El yeso agrícola es una buena fuente para promover el incremento de la CIC y un elevado y rápido movimiento del Ca^{+2} hacia capas inferiores del perfil del suelo, pero las dosis deben ser recomendadas cuidadosamente para prevenir el lavado excesivo de K^{+} y Mg^{+2}, principalmente en suelos con baja CIC (Ernani *et al.*, 2006).

Conclusiones

La sodicidad es un fenómeno en expansión en los suelos del noroeste de México y las aplicaciones de yeso contribuyen efectivamente a reducir este problema. Con la aplicación de yeso no solo se desplaza al Na^{+} del complejo de intercambio, sino que también se incrementa la CIC mejorando así la nutrición de los cultivos. El rendimiento de repollo, lechuga y betabel se incrementó significativamente cuando el suelo recibió yeso, principalmente porque se reduce la alcalinidad y mejora directamente la disponibilidad de Ca, S y K. La relación Na/Ca en las plantas se reduce significativamente con el yeso, y esto ayuda a mitigar la toxicidad por Na en los tejidos vegetales. Las concentraciones de Ca+2, Mg+2, K+ y Na+ en el complejo de intercambio de un suelo normal y balanceado se estiman en 60–80, 10–20, 2–6 y 0–3 por ciento, respectivamente (Bohn *et al.*, 2001).

Bibliografía

Abdurrahman, H., B. Fatih, M. Fatih and Y. Mustafa. 2004. Reclamation of saline–sodic soils with gypsum and MSW compost. J. Compost Sci. Util. 12: 175–179.

Bohn, H.L., B.L. McNeal and G.A. O'Connor. 2001. Soil Chemistry. Wiley. Nueva York, EEUU. 307 pp.

Chaney, D.E., L.E. Drinkwater and G.S. Pettygrove. 1992. Organic Soil Amendments and Fertilizers. Division of Agriculture and Natural Resources Nº 21505. University of California. Oakland, CA, EEUU. 36 pp.

Endo, T., S. Yamamoto, T. Honna, M. Takashima, K. Iimura, R. López and M. Benson. 2000. Behaviour and distribution of salts under irrigated agriculture in the middle of Baja California, México. Jap. J. Soil Sci. Plant Nutr. 71: 18–26.

Ernani, P.R., D.J. Miquelluti, S.M. Fontoura, J. Kaminski and J.A. Almeida. 2006. Downward movement of soil cations in highly weathered soils caused by addition of gypsum. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 37: 571–586.

FAO. 1993. Sistema Integrados de Nutrición de Plantas y Agricultura Sostenible. 17a Consulta del Programa de Fertilizantes de la FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Islamabad, Pakistán.

Gharaibeh, M.A., N.I. Eltaif and O.F. Shunnar. 2009. Leaching and reclamation of calcareous saline–sodic soil by moderately saline and moderate–SAR water using gypsum and calcium

chloride. J. Plant Nutr. Soil Sci. 172: 713–719.
Gupta, R.K., C.P. Singh and I.P. Abrol. 1985. Dissolution of gypsum in alkali soils. Soil Sci. 140: 382–386.
Giese, M., Y.Z. Gao, S. Lin and H. Brueck. 2011. Nitrogen availability in a grazed semi–arid grassland is dominated by seasonal rainfall. Plant Soil 340: 157–167.
Hamza, M.A. and W.K. Anderson. 2003. Responses of soil properties and grain yields to deep ripping and gypsum application in a compacted loamy sand soil contrasted with a sandy clay loam soil in Western Australia. Aust. J. Agric. Res. 54: 273–282.
Holanda, J.S., G.C. Vitti, A.A.C. Salviano, J.D.F. Medeiros and J.R.A. Amorim. 1998. Alterações nas propriedades químicas de um solo aluvial salino–sódico, decorrentes da subsolagem e do uso de condicionadores. Ver. Brás. Cienc. Solo 22: 387–394.
López–Aguilar, R., B. Murillo–Amador, E. Villavicencio–Floriani, M. Real–Rosas y R. López–Amador. 2003. La Coquia: Un Forraje Alternativo para Zonas de Baja California con Problemas de Salinidad. CIBNOR. La Paz, BCS, México. 57 pp.
Majerus, M. 1996. *Plant Materials for Saline-Alkaline Soils*. Natural Resources Conservation. Service. Technical Note Nº 26. Montana NRCS–USDA. EEUU. 5 pp.
Makoi, J.H.J.R. and H. Verplancke. 2010. Effect of gypsum placement on the physical chemical properties of a saline sandy loam soil. Aust. J. Crop Sci. 4: 556–563.
Rodrigues da Silveira, K., M. Rosas Ribeiro, L. Bezerra de Oliveira, R. John–Heck and R. Rodrigues da Silveira. 2008. Gypsum–saturated water to reclaim alluvial saline sodic and sodic soils. *Sci. Agric.* 65: 69–76.
SAS. 2002. *Programa Estadístico SAS para Microcomputadoras*. Versión 9.1. SAS Institute, Cary, NC, EEUU.
Trewavas, A.J. 2002. Malthus foiled again and again. Nature 418: 668–670.
USDA. 1954. Gypsum requirement. Method 22d. En: Richards, L.A. (Ed.) *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*. Handbook Nº 60. USA. Department of Agriculture. Washington, DC. pp. 104–105.
Walkley, A. and A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29–37.
Watson, C.A., D. Atkinson, P. Gosling, L.R. Jackson and F.W. Rayns. 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. Soil Use Manag. 18: 239–247.

Impacto del estiércol bovino en las propiedades del suelo

Trejo–Escareño, H. I.
Salazar–Sosa, E.
López–Martínez, J. D.
Vázquez–Vázquez, C.
División de Estudios de Postgrado
Facultad de Agricultura y Zootecnia
Universidad Juárez del Estado de Durango

Resumen

El objetivo de este estudio fue conocer el impacto de la aplicación de estiércol bovino en el pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), nitratos (NO_3) y amonio (NH_4) del suelo arcilloso después de estar aplicando durante 9 años y el impacto en la producción de forraje. El trabajo se realizó de 1999 al 2007. Los tratamientos de estudio fueron 0, 40, 80, 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol bovino lechero y un tratamiento químico de 100–150 (kg ha^{-1}: N–P), con tres repeticiones, bajo un diseño de bloques al azar. Las variables medidas fueron MO, nitratos, pH y CE y amonio. Los resultados de MO muestran que los tratamientos más altos de estiércol (120 y 160 Mg ha^{-1}) presentaron los más altos porcentajes alcanzando hasta 5.5 por ciento en los años 2001 a 2004, en el caso de los nitratos los mayores tratamientos fueron 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol con 30 mg kg^{-1} y en el año 2002 tuvieron un incremento hasta 90 mg kg^{-1}. La CE presentó en los años 2000 a 2004, valores mayores a 4 dS m^{-1}, sin embargo, los años siguientes el valor de CE se mantuvo debajo de este valor. El pH fluctuó entre 7.2 y 8.5. En general, MO, CE, NO_3 y NH_4 del suelo se incrementaron a través del tiempo. La producción de forraje fue mayor en el tratamiento de 120 Mg ha^{-1} de estiércol bovino.

Palabras clave: nitratos, amonio, conductividad eléctrica.

Introducción

El suelo no solo es el sostén de las plantas, sino que es la fuente de nutrición de las mismas ya que es ahí donde se llevan a cabo las transformaciones de los elementos nutritivos a través de la biodegradación y mineralización de la materia orgánica. El nitrógeno (N) es uno de los elementos más importantes en la nutrición de las plantas, no solo por su función dentro de ellas y la cantidad demandada, sino por su costo económico, ya que a pesar de su abundancia en la naturaleza las plantas lo absorben y aprovechan mayormente en forma de nitratos y amonio (Gallegos–Vázquez *et al*, 2000), que son producto de la mineralización, la cual ocurre óptimamente en condiciones de pH neutro. Sin embargo, Ortega y Mardonez (2005) concluyeron que la descomposición es inhibida en medios fuertemente ácidos. La nitrificación depende, entre otros factores, del pH, disponibilidad del N–NH_4, humedad, temperatura, relación C:N, oxígeno y adecuada población microbiana en el suelo, la materia orgánica (MO) juega un papel protagónico en la mineralización y otros procesos biológicos, Ortega y Mardonez (2005), mencionan que la mineralización es llevada a cabo mejor bajo condiciones de conductividad eléctrica (CE) no mayor a 4 dS m^{-1}. El mejorar y conservar las condiciones físicas, químicas y biológicas de un suelo constituye la base de su productividad agrícola, la cual depende en gran parte de la presencia o no de MO. La incorporación de MO al suelo se puede dar a través de aplicaciones de abonos orgánicos los cuales se utilizan como fuente de nutrientes para las plantas. La descomposición de la MO del suelo consiste en un proceso de digestión enzimática por parte de los microorganismos y de esta MO se desprenden los nutrimentos fácilmente asimilables por los cultivos, (Martínez *et al.*, 2008).

Existen en esta Comarca Lagunera cerca de 500,000 cabezas de ganado vacuno de las cuales

280,000 están en producción con una producción de leche que llega a los seis millones de litros diarios. Estudios realizados por Castellanos (1986) indican que el contenido de MO promedio de suelo árido es de 1.2 por ciento, lo cual se considera bajo, por lo que hace necesario incrementar este contenido. Guerrero (2000) y Fuentes (2000) reportan que los abonos orgánicos no sólo mejoran las condiciones de acidez de los sustratos, sino que aportan una cantidad importante de nutrimentos y una reducción en los costos de producción de los lecheros. Por lo que si se dispone de algún deshecho orgánico e inorgánico es necesario buscar la manera adecuada de dosificarlo e incorporarlo al suelo para mejorar las condiciones de fertilidad. El objetivo de este estudio fue conocer el impacto de la aplicación de estiércol bovino sobre el pH, CE, MO, nitratos y amonio de un suelo arcilloso.

Materiales y métodos

El estudio se realizó de 1999 a 2007 en el campo agrícola experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia localizado en el ejido Venecia, municipio de Gómez Palacio, Dgo., el cual se encuentra en el km 28 de la carretera Gómez Palacio–Tlahualilo, Dgo., con una altitud de 1139 m. El clima es seco desértico o estepario cálido con lluvias en el verano e inviernos frescos. La precipitación pluvial es de 258 mm y la temperatura media anual es de 22.1 °C, con rangos de 38.5 °C como media máxima y 16.1 °C como media mínima. La evaporación anual media aproximadamente es de 2396 mm. La presencia de las heladas ocurren de noviembre a marzo y raras veces en octubre y abril; mientras que la presencia de granizo ocurre entre mayo y junio. Los suelos nativos son de aluvión, tipo aridosol, con un contenido pobre de materia orgánica (0.9 por ciento).

El tipo de suelo en el que se trabajo es arcilloso; las características del estiércol que se utilizó son: pH de 7.6, CE de 0.63dS m^{-1}, MO de 5.47 por ciento, N total de 1.12 por ciento, amonio (NH_4) de 0.1135 por ciento, P de 0.3535 por ciento, calcio (Ca) de 3.38 por ciento, magnesio (Mg) de 0.71 por ciento, K de 3.27 por ciento, sodio (Na) de 0.97 ppm, molibdeno (Mo) de 560 ppm, fierro (Fe) de 12300 ppm, zinc (Zn) de 198 ppm, cobre (Cu) de 45 ppm, y boro (Bo) de 410 ppm, el estiércol tenía 8 por ciento de humedad al momento de aplicarlo. Los tratamientos fueron dosis de estiércol bovino (0, 40, 80, 120 y 160 Mg ha^{-1}), fertilizante químico 100–150 (N–P: kg ha^{-1}) y un testigo absoluto sin fertilizante ni estiércol. Estos tratamientos se eligieron para poder explorar la mayoría de las dosis utilizadas en la región, desde cero hasta 160 Mg ha^{-1} de estiércol bovino que aplican los estableros, con hatos de menos de 100 vacas y con hatos de más de 100 vacas en producción.

La dosis de fertilizante químico es la que utilizan los productores que no tienen acceso a estiércol, estos tratamientos de estiércol se aplicaron en los mismos sitios experimentales cada año con el fin de evaluar su impacto a través del tiempo sobre las características químicas del suelo. La distribución de los tratamientos en campo se realizó bajo un diseño de bloques al azar con tres repeticiones (Martínez, 1996). Los datos se analizaron con el programa estadístico SAS (SAS Institute, 1996) a una probabilidad estadística del 0.05. Para el análisis estadístico del experimento se utilizó análisis de varianza y la prueba de separación de medias de la diferencia significativa honesta (DMS). El estiércol por tratamiento se aplicó en los meses de febrero y marzo de los años 1998 a 2003 y 2005 a 2007 con un descanso en 2004 porque se incrementó demasiado la CE del suelo. Los parámetros evaluados fueron pH (en extracto de saturación) con potenciómetro, CE (en extracto de saturación) con conductímetro, MO con el método de Walkley y Black (Page *et al*, 1982), nitratos (NO_3^-) con colorimetría (Page *et al.*, 1982) y amonio (NH_4). El suelo se muestreo con barrena de caja a una profundidad de 20 cm. El cultivo fue maíz forrajero variedad San Lorenzo.

Resultados y discusión

Materia orgánica

El suelo del predio donde se trabajó durante estos ocho años, tenía inicialmente un contenido de MO

de 1.1 por ciento el cual prevaleció en el tratamiento de cero aplicación (testigo), no así en el resto de los tratamientos, principalmente donde se aplicó estiércol, en donde ya en el final del año inicial se evidencia un incremento de MO, con valores de 2.1 por ciento en los tratamientos de 40, 80, 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol. Estos mismos tratamientos mostraron un incremento palpable en el suelo hasta el año 2003, en 2004 no se aplicó estiércol, debido a que al final del año anterior la CE estaba en 7.8 dS m^{-1}; pero fue en 2005 donde se reflejó la disminución de la MO y al 2007 los niveles de MO en los suelos de los tratamientos de 40, 80, 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol estaban en 2.39, 2.98, 3.4 y 3.08 por ciento de MO, respectivamente. Los primeros dos años reflejaron similitud estadística en todos los suelos con tratamientos de estiércol, pero fueron diferentes con el cero y con el tratamiento químico, los años siguientes se encontró diferencia estadística en todos los suelos con tratamientos excepto en los dos de más altos valores (120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol) que mostraron similitud estadística, de acuerdo a la prueba de medias DMS. Los valores medios por tratamiento se muestran en la figura 1.

Los valores más altos de MO se presentaron en los suelos de los tratamientos de 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol en los años 2001, 2002 con valores porcentuales de 4.8, 5.5 y 6.3, 5.7 respectivamente a los tratamientos para 2001 y 2002 Similares resultados encontraron Salazar *et al.* (2003). Los resultados indican incrementos de 2.5 puntos porcentuales de MO en cinco años de aplicación, lo cual es alto comparado con lo reportado por Hirsel *et al.* (2004) quien obtuvo incrementos de 0.5 puntos en dos años usando cama de pollos de engorda, con 1.2 por ciento de N. La adición de estiércol mejoró las características químicas del suelo (N y MO), sobre todo en fertilidad, como lo reportan García–Cruz *et al.* (2008) y Ochoa *et al.* (2008), quienes concluyeron que la aplicación directa de residuos sólidos orgánicos es una opción para la recuperación de suelos de baja fertilidad. Salazar *et al.* (2003 y 2007) encontraron que la aplicación continua, por cuatro a seis años, al suelo de estiércol en dosis que varían de 40 a 160 Mg ha^{-1} incrementa la MO hasta alcanzar 5 por ciento. En este experimento cabe destacar que en los mismos años y tratamientos también se incrementó la CE en los suelos, lo cual es perjudicial para el desarrollo de los cultivos, por lo que se debe tener un manejo cuidadoso del estiércol monitoreando el suelo al menos cada año.

Nitratos

Los nitratos en cada año fueron estadísticamente diferentes en los tratamientos siendo más alto en el suelo del tratamiento de 160 Mg ha^{-1} de estiércol en

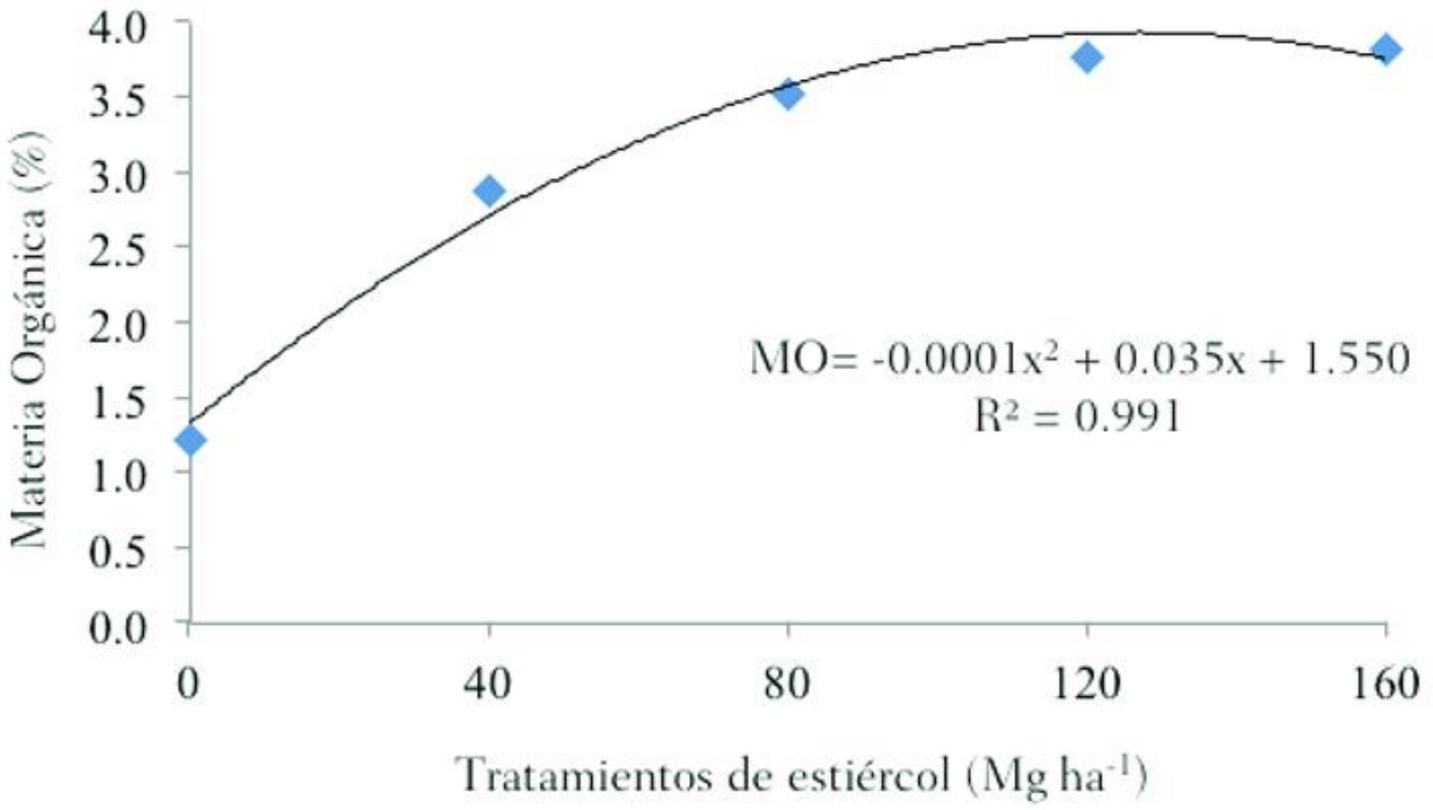

Figura 1. Cambios en materia orgánica en el estrato 0–20 cm de profundidad del suelo abonado con estiércol, CAE–FAZ–UJED, 1999–2007.

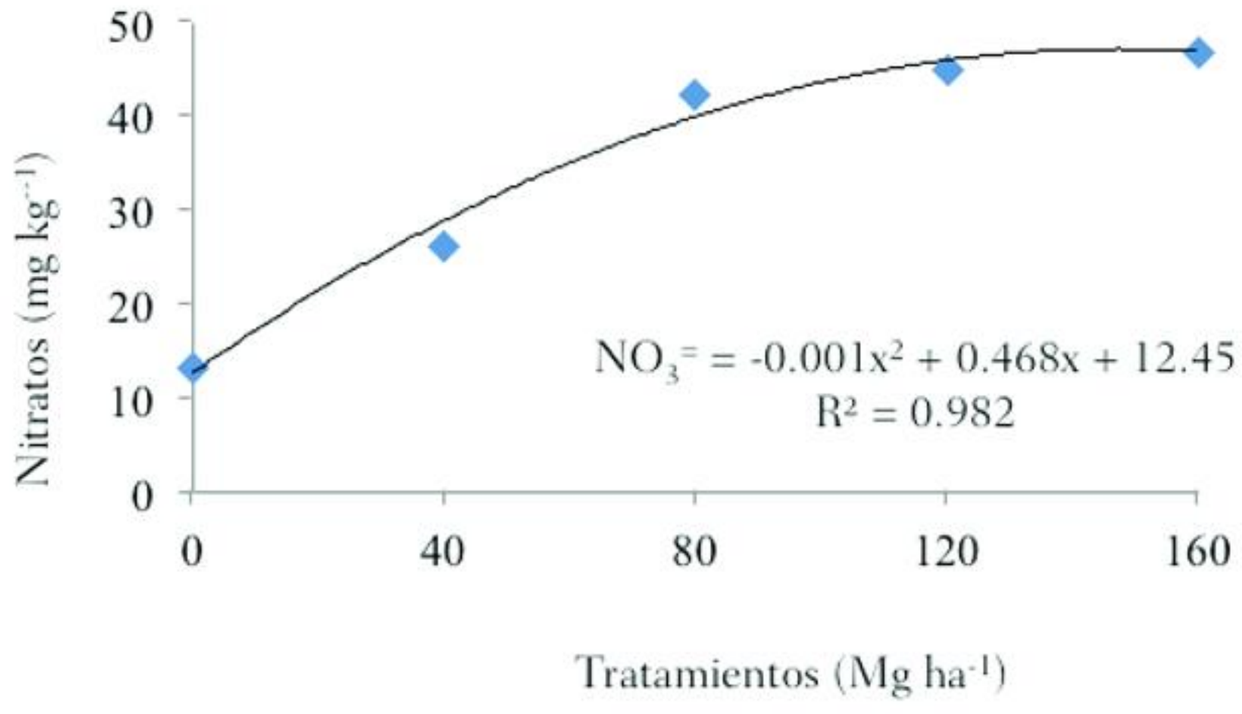

Figura 2. Cambios de Nitratos en el estrato 0–20 cm de profundidad del suelo abonado con estiércol, CAE–FAZ–UJED, 1999–2007.

los años 1998, 1999, 2002 y 2005, con medias de 17.1, 38.75, 100 y 34 mg kg^{-1}, respectivamente, en 2001 y 2006 el valor más alto lo obtuvo el suelo con el tratamiento de 80 Mg ha^{-1} con valores de 42.5 y 22 mg kg^{-1}. En los años 2000 y 2003 los suelos de los tratamientos de 80, 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol fueron estadísticamente superiores a los demás tratamientos pero iguales entre sí, con medias de 32 y 96 mg kg^{-1} en cada año, en 2004 los suelos de tratamientos que fueron iguales entre sí, pero diferentes de los demás son los de 80 y 120 Mg ha^{-1} de estiércol, con valores medios de 53 y 54 mg kg^{-1} y en 2007 algo similar ocurrió pero con los suelos de los tratamientos de 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol con 21.33 y 22.25 mg kg^{-1} (Ortega y Mardonez, 2005) encontraron una media de 19.3 mg kg^{-1} en una evaluación de mineralización *in situ* de nitrógeno con dosis desde 40 hasta 240 kg de nitrógeno de origen urea.

Los valores medios de nitratos en los suelos con los tratamientos de estiércol después de ocho años de aplicación de estiércol son de 23.4, 37.8, 39.8 y 43.3 mg kg^{-1}, en los suelos con los tratamientos de 40, 80, 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol, destacando que los años intermedios (2002 y 2003) los valores llegaron hasta 95 mg kg^{-1}, lo cual refleja la bondad del estiércol. Hirzel *et al.* (2004) utilizaron cama de pollo de engorda (pollinaza + viruta) con 2 por ciento de Nitrógeno y obtuvo

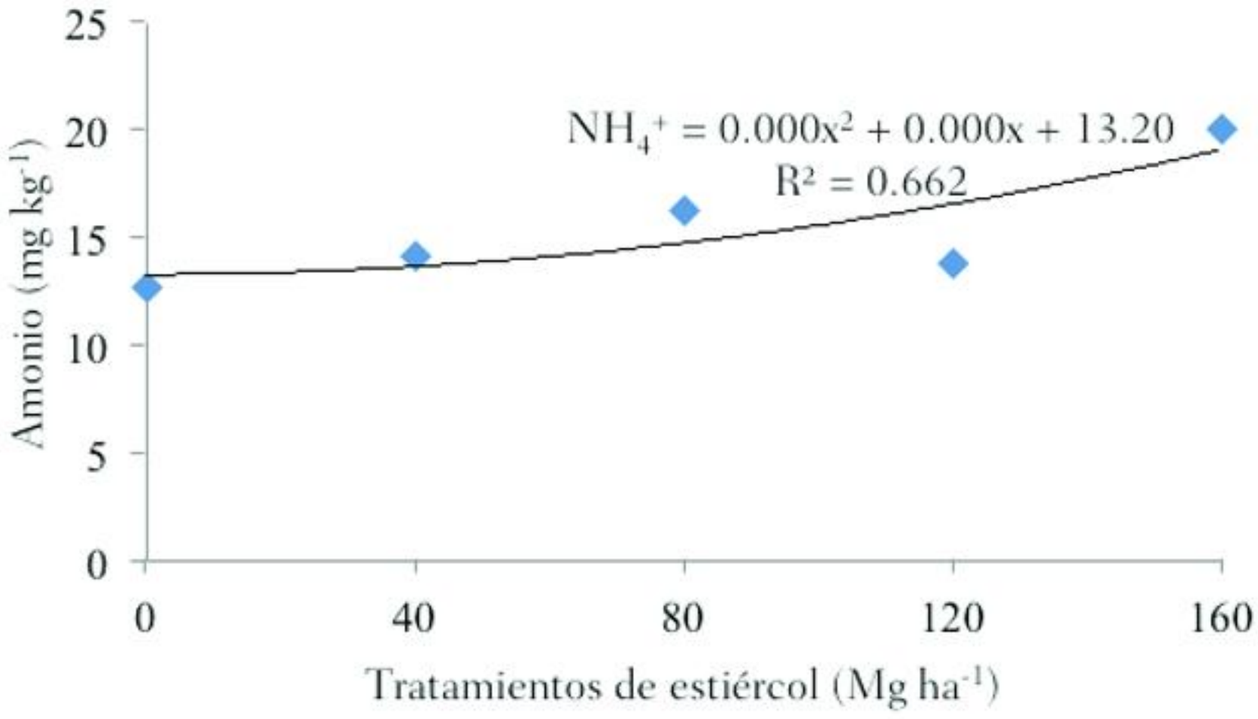

Figura 3. Contenido de Amonio en el estrato 0–20 cm de profundidad del suelo abonado con estiércol durante nueve años, CAE–FAZ–UJED, 1999–2007.

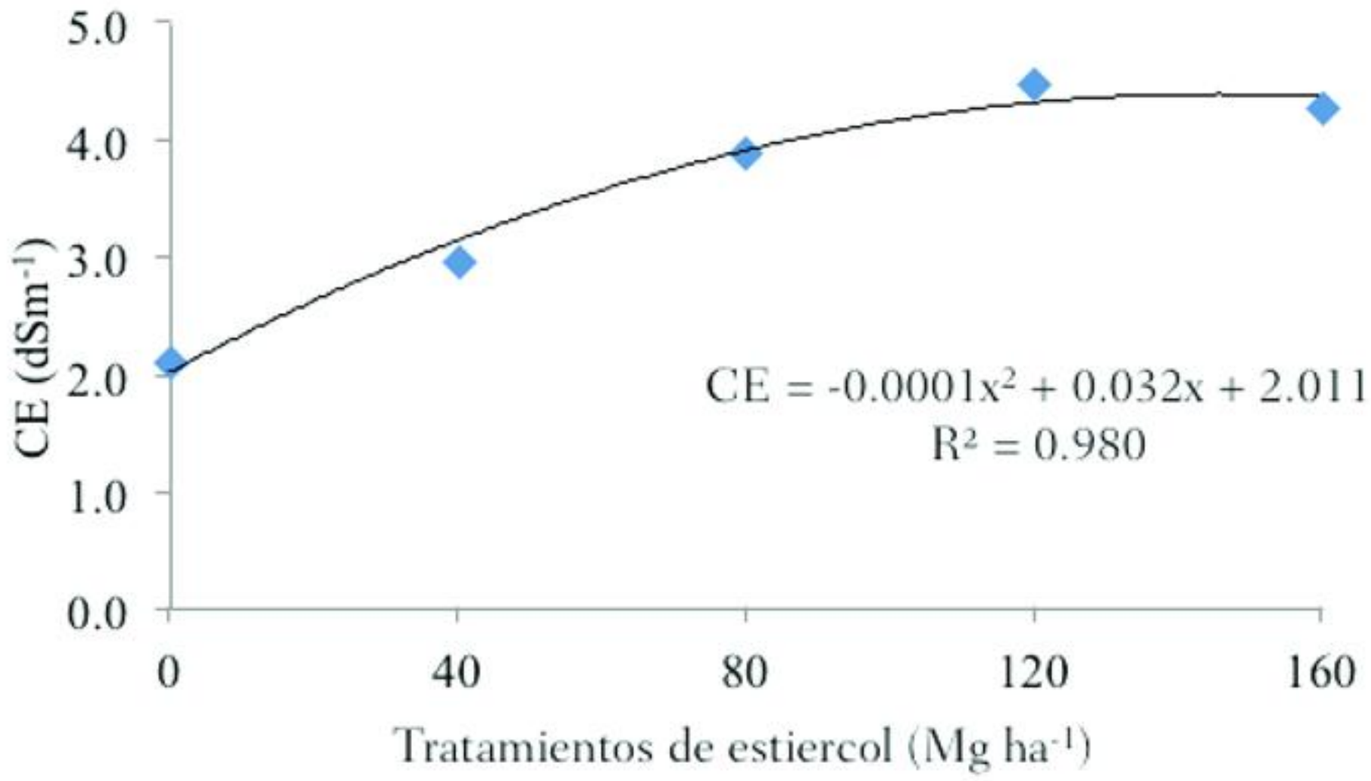

Figura 4. Conductividad eléctrica en el estrato 0–20 cm de profundidad del suelo abonado con estiércol durante nueve años, CAE–FAZ–UJED, 1999–2007.

49 mg kg^{-1} en dos años de estudio. Los primeros años de aplicación de estiércol la mineralización no ocurre con tanta eficiencia ya que la relación C:N del estiércol fluctúa alrededor de 30 a 38 y su impacto en disponibilidad de N depende además de esta relación del tipo de suelo y manejo del mismo, lo que propicia una inmovilización del nitrógeno (Uratoni *et al.*, 2004). La mineralizan total solo se da con más eficiencia en abonos con relación C:N no mayor a 20 (Hernández–Mendoza *et al.*, 2007), el nitrato es un aceptor de electrones en la desnitrificación, según lo reporta Saleh–Lakha *et al.* (2009) y aun así los abonos de origen animal sólo se mineralizan en menos del 70 por ciento, el primer año, según Probert *et al.* (2005); por otra parte, Castellanos (1982 a) menciona que el 50 por ciento del estiércol es biodegradado en el primer año, por lo anterior los primeros años de aplicación el tratamiento con poco estiércol (40 Mg ha^{-1}) presentó valores bajos de nitratos y lo mismo ocurrió en 2005, luego que se dio un descanso a la aplicación de estiércol en 2004. La figura 2 muestra en promedio los cambios sufridos en la concentración de nitratos en el suelo en los tratamientos de estiércol.

Amonio

El amonio sólo se midió en los primeros años para conocer el aporte de nitrógeno amoniacal proveniente de la mineralización del estiércol, pero, se dio mayor seguimiento a los nitratos ya que es el mayor producto nitrogenado de la mineralización en primavera–verano que la planta aprovecha y debido a su característica de ser lixiviable, lo cual representa, no solo pérdidas de nitrógeno sino además una potencial contaminación de los acuíferos, principalmente en zonas cercanas al rio en donde el manto freático no es tan profundo. En todos los años de muestreo el comportamiento fue muy similar y con valores no mayores de 20 mg kg^{-1}, a excepción del suelo con tratamiento de 160 Mg ha^{-1} de estiércol, quien presenta un valor de 25 mg kg^{-1}, en 2003 (figura 3), la uniformidad de las concentraciones de amonio pueden explicarse con lo concluido por Frank *et al.* (1992) quien reporto que bajo condiciones de temperatura ambiente cálida, los bacterias nitrificantes son más eficientes que las bacterias heterotróficas de amonio, mientras que en condiciones frías el comportamiento es inverso. El promedio de temperatura en los años de estudio fue de 14 °C con máximas mensuales de 22.3 °C en 1998 y 1999 (CNA, 2007).

Conductividad eléctrica y pH

La figura 4 muestra la conductividad eléctrica por tratamiento de estiércol de 1998 al 2007, en ella se observa que para el primer año (1998) los resulta-

dos son lo comúnmente encontrados en los suelos de la región, es decir conductividades eléctricas no mayores a 2 dS m^{-1}, sin embargo de 1999 al 2003 los incrementos en conductividad eléctrica fueron ampliamente claros y estadísticamente significativos con un incremento del 500 por ciento, sobre todo en el suelo con el tratamiento de 160 Mg ha^{-1} de estiércol aplicado, lo anterior es debido a la mineralización del estiércol, que libera altas cantidades de aniones y cationes y dan como resultado un incremento de la salinidad del suelo. Álvarez–Sánchez *et al.* (2006) concluyeron que en los suelos con tratamientos de abonos orgánicos la CE se incrementa. Jiménez *et al.* (2004) concluyeron que la CE se incrementa en los tratamientos estercolados. Esto ocurre debido a las dietas tan ricas en nutrientes y minerales que consume el ganado bovino lechero la cual se basa para vacas secas y en desarrollo, en ensilados de maíz y sorgo; pero en vacas en producción a la dieta se le agrega alfalfa, triticale, concentrados y algo de melaza para mantener una producción de leche alta, de más de 29 litros $día^{-1}$.

Conclusiones

El suelo del tratamiento con mayor incremento de materia orgánica fue en el que se aplicaron 120 Mg ha^{-1} de estiércol, con 3.4 por ciento en 2007. En cuanto al contenido de nitratos los mejores tratamientos estadísticamente iguales, fueron los de 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol, con valores finales de 22.33 y 21.25 mg kg^{-1}. En los años donde la Conductividad eléctrica se incrementa, el pH tiende a disminuir y viceversa, el tratamiento con valores más altos de CE es el de 160 Mg ha^{-1} de estiércol, con un valor final de 4.14 dSm^{-1}, el pH del suelo no presento cambios considerables terminando con los valores que inició, de 8.0 a 8.3, siendo este último el de los tratamientos de 120 y 160 Mg ha^{-1} de estiércol aplicado, respectivamente. El tratamiento de 120 Mg ha^{-1} de estiércol produce mayor forraje.

Bibliografía

Álvarez–Sánchez E., A. Vázquez–Alarcón, J.Z. Castellanos y J. Cueto–Wong. 2006. Efectividad biológica de abonos orgánicos en el crecimiento de trigo. Terra Latinoamericana 24: 261–268.

Castellanos, J.Z. 1982 (a). La importancia de las condiciones físicas del suelo y su mejoramiento mediante la aplicación de estiércoles Seminarios Técnicos Vol. 7.

Castellanos, J.Z. 1982. La utilización de los estiércoles en la Comarca Lagunera. Ingenieros Agrónomos del Tecnológico de Monterrey (IATEM). pp. 11–19. Torreón, Coahuila, México.

Castellanos, J.Z., J.J. Marques–Ortiz, J.D. Etchevers–Barra, A. Aguilar–Santelises y J.R. Salinas. 1996. Efecto a largo plazo de la aplicación de estiércol de ganado lechero sobre el rendimiento de forrajes y las propiedades del suelo en una región árida irrigada del norte de México. Terra. 14: 151–158.

Comisión Nacional del Agua. 1999. Problemática en la región administrativa cuencas centrales del norte. Gerencia en la Región Lagunera. Subgerencia técnica.

Comisión Nacional del Agua, 2007. Base de datos de temperaturas de la Comarca Lagunera. Gerencia Regional Cuencas Centrales del Norte.

Frank, J., M. Verhagen, Hendrik Duyts y Hendrikus J. Laanbroek, 1992. Competition for ammonium between nitrifying and heterotrophic bacteria in continuously percolated soil columns. Appl and Environmental Microbiol 58:10 3303–3311.

Fuentes, J.L. 2000. El suelo y los fertilizantes. Ed. Mundi–Prensa. 352 p.

Gallegos–Vázquez C., E. Olivares Sáenz, R. Vázquez–Alvarado, F. Zavala–García, 2000. Absorción de nitratos y amonio por plantas de nopal en hidroponía. Terra Latinoamericana 18(2) 133–139.

García–Cruz A., D. Flores–Román, N.E. García–Calderón y R. Ferrera–Cerrato, 2008. Efecto de enmiendas orgánicas, higuera y micorriza sobre las características de un tepetate. Terra Latinoamericana 26: 309–315.

Guerrero, A. 2000. El suelo, los abonos y la fertilización. Ed. Mundi–Prensa. 206p.

Hernández–Mendoza T.M., E. Salcedo–Pérez, G. Arévalo–Galarza, A. Galvis Spinola, 2007. Evaluación de la lignina como indicador de la capacidad de aporte de nitrógeno de residuos orgánicos. Revista Chapingo, Serie Ciencias forestales y del ambiente 13:1, 5–13.

Hirzel, Juan, Nicasio Rodríguez, Erick Zagal, 2004. Efecto de diferentes dosis de fertilización inorgánica con N, P, K y fuente orgánica (estiércol de broiler) sobre la producción de maíz y la fertilidad del suelo. Agric. Téc. (Chile) 64:4 365–374. doi: 10.4067/S0365–28072004000400005. (Disponible en línea desde marzo 10 de 2010).

Jiménez, L., Larreal, M. y Noguera, N., 2004. Efectos del estiércol bovino sobre algunas propiedades químicas de un Ultisol degradado en el área de la Machiques Colón, estado Zulia. *Rev. Fac. Agron.* 21:311–321.

Martínez G., A. 1996. Diseños experimentales: métodos y elementos de teoría. Ed. Trillas. México.

Martínez H., Eduardo, Juan Pablo Fuentes, Edmundo Acevedo H. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. J. Soil Sci. Plant Nutr. 8(1): 68–96.

Matus, Francisco J. y Maire G., Christian R. 2000, Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno. *Agric. Téc.* (Chile) 60:112–126.

Ochoa Estrada S., C.A. Ortiz Solorio, M.C. Gutiérrez Castorena, R. Quintero Lizaola y J.T. Silva García. 2008. aplicación directa de residuos sólidos orgánicos municipales a suelos volcánicos Terra Latinoamericana 27: 53–62.

Ojeda, O.D. 1994. Promedios generales en contenidos de nutrientes aprovechables y otros datos calculados para los suelos analizados en la república mexicana durante 1988 – 1993. Guano y Fertilizantes de México. Subgerencia técnica Agronómica. Sección 3, Edafología p. 2.

Ortega, B.R. y R. Mardonez O. 2005. Variabilidad Espacial de la Mineralización de Nitrógeno en un Suelo Volcánico de la Provincia de Ñuble, VIII Región, Chile. *Agric. Téc.* (Chile) 65:221–231.

Page, A.L., R.H. Miller y D.R. Keeney, 1982. Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties.2nd edition. Agronomy No. 9, Part 2. American Society of Agronomy. Inc. and Soil Sci Society of America Inc.Madison, WI, USA.

Probert M.E., J. Delver R., K. Kimani S., P. Dimes J., 2005. Modeling nitrogen mineralization from manure: representing quality aspects by varying C/N ration of sub–pools. Soil Biology & Biochemistry 37: 279–287

Salazar Sosa, E., A. Beltrán M., M. Fortis E., J.A. Leos R., J.A. Cueto Wong, C. Vázquez V. y J.J. Peña C. 2003. Mineralización de Nitrógeno y Producción de Maíz Forrajero con tres Sistemas de Labranza. TERRA 21:569 – 575.

Salazar Sosa, E., H.I. Trejo Escareño, C. Vázquez Vázquez y J.D. López Martínez. 2007. Producción de maíz bajo riego por cintilla, con aplicación de estiércol bovino. Rev. Int. Bot. Exp. 76: 169–185.

SAS Institute Inc., 1996 SAS for Windows, Release 6–12 version 4.0.1111. SAS Compus Drive, North Carolina. USA.

Saleh–Lakha, Saleema, Kelly E. Shannon, Sherri L. Henderson, Bernie J. Zebarth, David L. Burton, Claudia Goyer y Jack T. Trevors, 2009. Effect of Nitrate and Acetylene on *nirS*, *cnorB*, and *nosZ* Expression and Denitrification Activity in *Pseudomonas mandelii*. Applied and Environmental Microbiology, 75: 5082–5087.

Uratani, A., Daimon, H., Ohe, M., Harada, J., Nakayama, Y., 2004. Ecophysiological traits of field–grownd *Crotalaria incana* and *pallida* as green manure. Plant Production Science 7: 449–455.

Tópicos edafológicos de actualidad, se terminó de editar en noviembre de 2012, en las oficinas de Proyecto Editorial de la Coordinación de Investigación y Posgrado, Torre de Rectoría, segundo piso, carretera Zacatecas–Guadalajara km 6, Ejido La Escondida, Zacatecas, Zacatecas. La edición constó de 700 ejemplares.