

Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo

Wastewater quality assessment for agricultural crop irrigation in Mezquital Valley, Hidalgo

José Pedro Pérez-Díaz^{1*}, Héctor Manuel Ortega-Escobar¹, Carlos Ramírez-Ayala¹, Héctor Flores-Magdaleno¹,
Edgar Iván Sánchez-Bernal², Álvaro Can-Chulim³, Oscar Raúl Mancilla-Villa⁴

¹Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados. Carr. México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Edo. de México, C.P. 56230.

Correo electrónico: josepedro.perez@colpos.mx

²Instituto de Ecología, Campus Puerto Ángel, Universidad del Mar.

³Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit.

⁴Departamento de Producción Agrícola, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara.

*Autor para correspondencia

Resumen

En este estudio se determinó la concentración de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , pH y conductividad eléctrica (CE) en el agua residual proveniente de la Ciudad de México. El objetivo fue evaluar la calidad del agua y estimar el riesgo de salinización y sodificación de los suelos irrigados en Valle del Mezquital. El agua residual se clasificó como bicarbonatada-sódica con pH ligeramente alcalino ($Q_3 = 8.11$). Los valores mínimo y máximo de CE fueron 0.278 dS m^{-1} y 3.684 dS m^{-1} ($Q_3 = 1.890 \text{ dS m}^{-1}$), la relación de adsorción de sodio (RAS) fue menor de $14.12 \text{ mmol L}^{-1}$ en 95% de las muestras de agua. El promedio estimado del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) para un suelo arenoso fue 5.95, para el franco 9.34 y para el arcilloso 12.74. El uso del agua residual en la irrigación de cultivos puede inducir procesos de salinización y sodificación en el suelo.

Palabras clave: Salinidad; sodicidad; porcentaje de sodio intercambiable.

Abstract

In this study, the concentration of ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- and SO_4^{2-} , pH, and electrical conductivity (EC) in wastewater from Mexico City was determined. The objective was to assess the water quality and to estimate the risk of salinization and sodification of the irrigated soils in the Mezquital Valley. Wastewater was classified as bicarbonated-sodic with slightly alkaline pH ($Q_3 = 8.11$). The minimum and maximum EC values were 0.278 dS m^{-1} and 3.684 dS m^{-1} ($Q_3 = 1.890 \text{ dS m}^{-1}$), the sodium adsorption ratio (SAR) was less than $14.12 \text{ mmol L}^{-1}$ in 95% of water samples. The mean value estimate for the exchangeable sodium percentage (ESP), for sandy soil, was 5.95, for loam soil 9.34 and for clay soil 12.74. Wastewater use in crop irrigation may induce salinization and sodification processes in the soil.

Keywords: Salinity; sodicity; exchangeable sodium percentage.

Recibido: 19 de octubre de 2017

Aceptado: 26 de febrero de 2019

Publicado: 18 de septiembre de 2019

Como citar: Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo. *Acta Universitaria* 29, e2117. doi: <http://doi.org/10.15174/au.2019.2117>

Introducción

El sistema hidrográfico en Valle del Mezquital recibe aproximadamente $56.60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de agua residual proveniente de la Ciudad de México, 94% de esta agua se utiliza en la irrigación de cultivos en el Valle de Tula, estado de Hidalgo (Comisión Nacional del Agua [Conagua], 2013). El caudal de agua residual generado en la Ciudad de México es desalojado por la red de drenaje: gran canal-interceptor poniente-emisor central, y se conduce hacia el estado de Hidalgo. Durante su recorrido, se vierte en la laguna de Zumpango y en las presas Requena, Endhó, Rojo Gómez & Vicente Aguirre; de estos cuerpos de agua, una parte se deriva hacia canales de riego y se utiliza en la irrigación de cultivos agrícolas. El agua residual finalmente se drena por el río Tula hacia el río Moctezuma, y sigue su curso por el río Pánuco hasta desembocar en el Golfo de México, cerca de Tampico, Tamaulipas (Lesser-Carrillo, Lesser-Illades, Arellano-Islas & González-Posadas, 2011; López-García *et al.*, 2016; Ontiveros-Capurata, Diakite-Diakite, Álvarez-Sánchez & Coras-Merino, 2013; Velázquez-Machuca, Ortega-Escobar, Martínez-Garza, Kohashi-Shibata & García-Calderón, 2002).

Se ha encontrado que el agua residual contiene nutrientes que pueden utilizarse por los cultivos y materia orgánica que puede mejorar algunas propiedades físicas en el suelo (Rascón-Alvarado, Peña-Cervantes, López-Cervantes, Cantú-Sifuentes & Narro-Farías, 2008; Zamora, Rodríguez, Torres & Yendis, 2008). Virto, Bescansa, Imaz & Enrique (2007), al utilizar agua residual proveniente de la industria agroalimentaria, concluyeron que no afectó la calidad de un suelo con elevada concentración de sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), lo cual indica que el calcio contenido en el suelo o adicionado en el agua de riego disminuye el riesgo de sodificación del suelo (López-García *et al.*, 2016).

El efecto del agua residual aplicada mediante el riego en las propiedades del suelo depende de su concentración y tipo de iones, su conductividad eléctrica (CE), relación de adsorción de sodio (RAS) y el tipo de suelo irrigado. Suelos con alta concentración de calcio disminuyen el efecto dispersante del ión sodio contenido en el agua residual utilizada en la irrigación (Virto *et al.*, 2007).

Otros estudios han demostrado que el agua de origen residual contiene elementos potencialmente tóxicos para los organismos acuáticos (Robledo-Zacarías *et al.*, 2017); por otra parte, los metales pesados, adicionados al suelo mediante el riego, se acumulan en la capa arable de los suelos agrícolas (Siebe, 1994) y pueden ser absorbidos y acumulados en las plantas (Vázquez-Alarcón, Justin-Cajuste, Siebe-Grabach, Alcántar-González & de la Isla de Bauer, 2001). Cifuentes, Blumenthal, Ruiz-Palacios, Bennett & Peasey (1994) y Cifuentes *et al.* (2000) encontraron que el contacto con el agua de origen residual afectó la salud de la población; en este mismo sentido, Robledo-Zacarías *et al.* (2017) coincidieron en que el agua residual, vertida en los cuerpos receptores, representa un riesgo alto para la salud humana y para el ambiente, pues se han encontrado farmacéuticos y drogas en el agua residual, lo que ocasiona efectos tóxicos (aún en baja concentración) en los organismos acuáticos y en los microorganismos del suelo.

En México, el porcentaje de agua recolectado en los sistemas de alcantarillado que recibe algún tipo de tratamiento es de 57% (Conagua, 2016), esta agua se utiliza en el riego de cultivos agrícolas en Valle del Mezquital, Hidalgo. En este estado se siembra una superficie aproximada de 456 855.69 ha, de las cuales 80% son de temporal y 20% son de riego. Los cultivos con mayor superficie sembrada son: maíz grano, frijol y avena forrajera (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2017). Cabe mencionar que el agua residual de la Ciudad de México no es la única fuente de agua en esta zona agrícola, pues otras fuentes de agua subterránea y superficial, de calidad variable, se utilizan en la irrigación.

El uso de agua residual en la irrigación puede generar problemas de salinidad, sodicidad y toxicidad en el suelo y en los cultivos. En este sentido, es importante considerar el riesgo de salinidad sódica, debido a que influye de manera negativa disminuyendo la permeabilidad del suelo (Richards *et al.*, 1982) y, como

consecuencia, afecta la disponibilidad de agua para el cultivo; además, debido a que se reduce la infiltración del agua en el suelo, este se inunda y disminuye la aireación que provoca diversos problemas en los cultivos. Estos problemas pueden relacionarse con la RAS elevada en el agua de riego (Ayers & Westcot, 1987); sin embargo, el tipo de suelo y el clima también influyen en los problemas relacionados con la salinidad y sodicidad, de manera que el riesgo de salinización y sodificación es mayor en un suelo arcilloso, comparado con un suelo arenoso.

Con respecto del clima, Kovda, Egorov & Hills (1973) indicaron que las regiones con escasa precipitación pluvial (las zonas áridas y semiáridas) estarán mayormente afectadas por la concentración de sales en la superficie del suelo.

La RAS es una variable que indica la proporción de sodio sobre el calcio ($\frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+}}}$) contenido en el agua de riego, y permite estimar el porcentaje de sodio intercambiable del suelo (PSI), así como el riesgo de sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego (Richards *et al.*, 1982). Si la CE es mayor de 0.750 dS m^{-1} y la RAS es mayor de 3 mmol L^{-1} , se considera que el agua no es apta para la irrigación en la mayoría de los cultivos, debido al riesgo de salinidad y sodicidad que representa para el suelo y los cultivos (Ayers & Westcot, 1987).

Esta investigación tuvo un enfoque cuantitativo, su alcance fue descriptivo y correlacional. La hipótesis central planteó que los valores conjuntos de CE-RAS mayores de 0.250 dS m^{-1} y 3 mmol L^{-1} afectan negativamente la calidad del agua para uso agrícola; los altos valores de RAS en el agua de riego están relacionados con el incremento en el PSI del suelo. El objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad agronómica del agua residual a partir de su composición iónica, así como estimar el riesgo de salinización y sodificación del suelo por la aplicación del agua al riego agrícola.

Materiales y Métodos

Para realizar esta investigación se utilizaron los siguientes materiales: Sistema de Posicionamiento Global (GPS Garmin® *Etrex Venture HC*); potenciómetro (*Hanna instruments*® pH 210); puente de conductividad eléctrica (*Hanna instruments*® HI 255); espectrofotómetro (*Jenway*® 7305); espectrofotómetro de flama (*Instrumentation laboratory*® *AutoCal flame photometer* 643). El software que se utilizó fue SAS 9.0, *sigmaplot* 10.0 y *Quantum Gis* 2.18.

Muestreo

Durante los meses comprendidos entre septiembre del año 2015 y abril del año 2016 se recolectaron y analizaron 188 muestras de agua de origen residual doméstica e industrial, ríos, presas, canales de riego y drenaje agrícola, en 135 estaciones de muestreo distribuidas en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital (figura 1). El muestreo se realizó de acuerdo con la NMX-AA-003-SCFI-1980 y considerando la accesibilidad a los sitios (Diario Oficial de la Federación [DOF], 1980). Todas las estaciones de muestreo se registraron con un sistema de posicionamiento global (tabla 1).

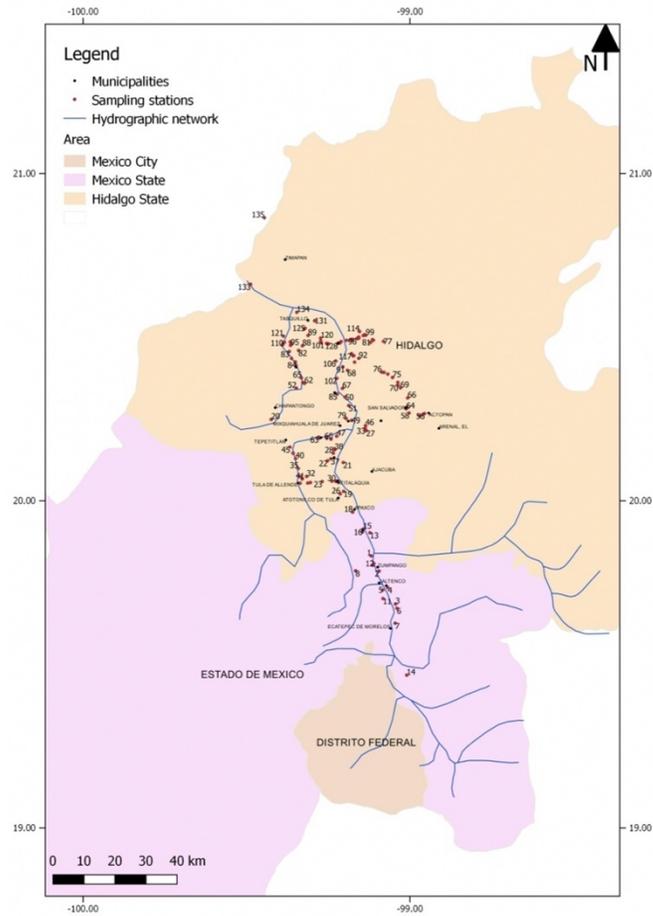


Figura 1. Localización del área de estudio.
Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Estaciones de muestreo en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

ID	Coordenadas		Altitud m	Estación de muestreo	Referencia	Estado
	N	O				
1	19.8313333	-99.1186944	2293	Canal de riego	Zumpango-Tequisquiac	Estado de México
2	19.7851667	-99.09475	2278	Canal la laminadora	Nextlalpan-Zumpango	Estado de México
3	19.6843611	-99.0446389	2246	Canal Tonanitla I	Sta. María Tonanitla	Estado de México
4	19.7343056	-99.0678611	2245	Canal Nextlalpan	Nextlalpan	Estado de México
5	19.7271944	-99.0835556	2244	Canal Sn. Francisco	Nextlalpan	Estado de México
6	19.6715333	-99.0404833	2240	Canal Tonanitla II	Sta. María Tonanitla	Estado de México
7	19.6256167	-99.04575	2239	Canal puente Pemex	Los Héroes de Tecámac	Estado de México
8	19.7855556	-99.1666389	2239	Gran canal	Zumpango	Estado de México
9	19.7855556	-99.1666389	2239	Canal de riego	Zumpango	Estado de México
10	19.8029167	-99.1136111	2238	Laguna de Zumpango	Zumpango	Estado de México
11	19.7009444	-99.0829167	2235	Túnel emisor oriente lumbrera 11	Tultepec	Estado de México
12	19.808	-99.1106944	2233	Dren Ávila Camacho	Zumpango	Estado de México
13	19.9021111	-99.1226389	2228	Túnel Tequixquiac	Tequixquiac	Estado de México
14	19.4670883	-99.0100833	2225	Canal Peñón-Texcoco	Texcoco	Estado de México
15	19.9135	-99.1437778	2213	Arrollo Tequixquiac	Tequixquiac	Estado de México
16	19.9039722	-99.1460556	2204	Túnel Tequixquiac	Tequixquiac	Estado de México

17	19.9649167	-99.1756944	2180	Río Tula	Apaxco de Ocampo	Estado de México
18	19.9649167	-99.1756944	2180	Drenaje Apaxco	Apaxco de Ocampo	Estado de México
19	20.0285556	-99.2033056	2145	Canal de riego Texas	Atotonilco de Tula	Estado de Hidalgo
20	20.2482222	-99.4245	2118	Río Chapatongo	José María Pino Suarez	Estado de Hidalgo
21	20.1166667	-99.2042778	2111	Canal de riego Teltipan	Teltipan de Juárez	Estado de Hidalgo
22	20.1220833	-99.2525278	2105	Canal Tlahuelilpan	Tlahuelilpan	Estado de Hidalgo
23	20.0582778	-99.26875	2103	Canal Pemex II	Atitalaquia-Cardonal-Tula	Estado de Hidalgo
24	20.0565833	-99.2196944	2098	Canal de riego Atitalaquia	Atitalaquia	Estado de Hidalgo
25	20.0536944	-99.3130278	2094	Canal Pemex IV	El llano-Tula de Allende	Estado de Hidalgo
26	20.02075	-99.2135556	2093	Río Tula	Atotonilco de Tula	Estado de Hidalgo
27	20.2139444	-99.1340833	2091	Canal de riego Morelos III	Mixquiahuala	Estado de Hidalgo
28	20.1449167	-99.2347222	2091	Canal de riego Tlahuelilpan	Tlahuelilpan	Estado de Hidalgo
29	20.0591389	-99.2270833	2089	Canal de riego la Quina	Atitalaquia	Estado de Hidalgo
30	20.0591389	-99.2270833	2089	Cascada la Quina	Atitalaquia	Estado de Hidalgo
31	20.0593889	-99.2392222	2087	Canal Pemex I	Atitalaquia-Cardonal	Estado de Hidalgo
32	20.0742778	-99.3162778	2085	Canal Endhó	El llano-Tula de Allende	Estado de Hidalgo
33	20.2214167	-99.1373333	2079	Canal de riego Morelos II	Mixquiahuala	Estado de Hidalgo
34	20.05525	-99.3046389	2077	Canal Pemex III	Atitalaquia-El llano	Estado de Hidalgo
35	20.0984167	-99.3417778	2076	Canal Villagrán I	Tula-Sta. Ana Ahuehuepan	Estado de Hidalgo
36	20.0745833	-99.3337222	2064	Canal Canadiense	Tula -Sta. Ana Ahuehuepan	Estado de Hidalgo
37	20.1279722	-99.2423611	2050	Canal Tlahuelilpan	Tlahuelilpan	Estado de Hidalgo
38	20.1557222	-99.2303333	2049	Canal Requena	Tlahuelilpan	Estado de Hidalgo
39	20.1588056	-99.2304444	2047	Canal de riego el Tinaco	Tlahuelilpan	Estado de Hidalgo
40	20.1286667	-99.3500556	2047	Canal Villagrán II	Sta. Ana Ahuehuepan	Estado de Hidalgo
41	20.0662222	-99.3295556	2040	Canal puente verde	Tula de Allende	Estado de Hidalgo
42	20.1971389	-99.2241944	2024	Canal de riego Tezontepec II	Tezontepec-Mixquiahuala	Estado de Hidalgo
43	20.1451667	-99.3579722	2022	Presa Endhó	Endhó	Estado de Hidalgo
44	20.1451667	-99.3579722	2022	Presa Endhó (dren)	Endhó	Estado de Hidalgo
45	20.1638611	-99.3673611	2017	Canal de riego	Endhó	Estado de Hidalgo
46	20.2298056	-99.1363056	2016	Canal de riego Morelos I	Mixquiahuala	Estado de Hidalgo
47	20.1971389	-99.2241944	2014	Canal de riego Tezontepec I	Tezontepec-Mixquiahuala	Estado de Hidalgo
48	20.0531111	-99.3357222	2002	Río Tula	Tula de Allende	Estado de Hidalgo
49	20.2453333	-99.17875	2000	Canal de riego el Progreso	Progreso	Estado de Hidalgo
50	20.3163611	-99.1985278	1994	Canal de riego la Mora	Xochitlán	Estado de Hidalgo
51	20.2908333	-99.1878611	1994	Canal de riego Xoxitlan	Xochitlán	Estado de Hidalgo
52	20.3436389	-99.3477222	1989	Presa Dolores	Cerro Azul-Oxtotipán	Estado de Hidalgo
53	20.1908611	-99.2547778	1984	Canal de riego Tezontepec IV	Tezontepec	Estado de Hidalgo
54	20.3606667	-99.3273056	1984	Canal Rojo Gómez	Cerro Azul-Xamajé	Estado de Hidalgo
55	20.4243889	-99.3511944	1978	Canal de riego Vicente Aguirre	Alfajayucan	Estado de Hidalgo
56	20.2664167	-98.9554444	1977	Canal de agua residual	Actopan	Estado de Hidalgo
57	20.2641944	-98.9601667	1975	Canal de riego Actopan	Actopan	Estado de Hidalgo
58	20.2681111	-99.0028333	1973	Canal de riego Sn. Salvador	Poxindejé	Estado de Hidalgo
59	20.1910278	-99.2791667	1973	Manantial Tezontepec	Tezontepec	Estado de Hidalgo
60	20.1881389	-99.2420278	1972	Canal de riego Tezontepec III	Tezontepec	Estado de Hidalgo
61	20.2595	-98.9707778	1970	Dren Boxtha	Actopan	Estado de Hidalgo
62	20.3584722	-99.3228056	1970	Presa Rojo Gómez	Cerro Azul	Estado de Hidalgo
63	20.1943889	-99.2796111	1964	Río Tula	Tezontepec	Estado de Hidalgo
64	20.2808056	-99.0116111	1949	Pozo Sn. Salvador	Sn. Salvador	Estado de Hidalgo
65	20.3753056	-99.33225	1946	Canal de riego Xamajé	Xamajé	Estado de Hidalgo
66	20.3139722	-99.0073333	1936	Canal de riego caxuxi	Bominthza	Estado de Hidalgo
67	20.3431667	-99.2069167	1928	Canal de riego Tlacotlapilco	Tlacotlapilco	Estado de Hidalgo
68	20.3984167	-99.1915278	1927	Canal de riego Ecoalberto	Tlacotlapilco	Estado de Hidalgo
69	20.3448056	-99.0295833	1926	Canal de riego boxani	Lagunilla	Estado de Hidalgo

ID	Coordenadas		Altitud	Estación de muestreo	Referencia	Estado
	N	W	m			
70	20.3526667	-99.03675	1924	Canal de riego Lagunillas II	Lagunilla	Estado de Hidalgo

71	20.2860278	-99.0091944	1921	Drenaje agrícola	Sn. Salvador-El Bondhó	Estado de Hidalgo
72	20.3869167	-99.0679444	1920	Canal de riego Yolotepec II	Yolotepec	Estado de Hidalgo
73	20.36125	-99.0375	1920	Canal de riego Lagunillas II	Lagunilla-Patria Nueva	Estado de Hidalgo
74	20.3921944	-99.0794167	1917	Canal de riego Yolotepec I	Yolotepec	Estado de Hidalgo
75	20.3767778	-99.0536667	1917	Canal de riego Yolotepec III	Yolotepec-Patria Nueva	Estado de Hidalgo
76	20.3928056	-99.0868333	1913	Canal de riego	Yolotepec-Julián Villagrán	Estado de Hidalgo
77	20.4871111	-99.0813611	1887	Canal de riego debodhé-florida	Pozuelos	Estado de Hidalgo
78	20.2513017	-99.19595	1887	Río Tula	Progreso	Estado de Hidalgo
79	20.2513017	-99.19595	1887	Agua de infiltración	Progreso	Estado de Hidalgo
80	20.4347222	-99.3625556	1872	Presa Vicente Aguirre	Antonio Corrales	Estado de Hidalgo
81	20.4838889	-99.1206389	1862	Presa Debodhé	Debodhé	Estado de Hidalgo
82	20.4590556	-99.3411667	1850	Canal de riego Xigüi	Vía Huichapan-Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
83	20.4559167	-99.3693056	1846	Canal de riego Sn. Francisco	Alfajayucan-Yonthé Grande	Estado de Hidalgo
84	20.4142778	-99.3487778	1845	Río Alfajayucan	Alfajayucan	Estado de Hidalgo
85	20.326	-99.2226389	1837	Río Tula	Chilcuautila	Estado de Hidalgo
86	20.326	-99.2226389	1837	Agua de infiltración para riego de nopal	Chilcuautila	Estado de Hidalgo
87	20.326	-99.2226389	1837	Agua de infiltración para riego de nopal	Chilcuautila	Estado de Hidalgo
88	20.4733611	-99.3290833	1837	Canal de riego el Portezuelo	Portezuelo	Estado de Hidalgo
89	20.5050278	-99.3119167	1803	Canal de riego Portezuelo 2	Portezuelo	Estado de Hidalgo
90	20.4785	-99.3635278	1803	Canal de riego el Bermejo	Yonthé Grande	Estado de Hidalgo
91	20.4092222	-99.2058333	1800	Canal de riego El Alberto	Tlacotalpilco-Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
92	20.43525	-99.1568333	1793	Canal principal alto Ixmiquilpan	Taxadhó	Estado de Hidalgo
93	20.4851667	-99.3663056	1791	Embalse el Bermejo	Yonthé Grande	Estado de Hidalgo
94	20.5001389	-99.1571389	1790	Canal de riego Arenalito	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
95	20.4748333	-99.3655	1790	Canal de riego Yonthé Grande	Yonthé Grande	Estado de Hidalgo
96	20.4950278	-99.1635556	1789	Canal de riego la estación	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
97	20.4961667	-99.1568889	1789	Canal de riego el bangandhó	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
98	20.4234167	-99.1696389	1789	Canal de riego Maguey Blanco	Parque acuático Maguey Blanco	Estado de Hidalgo
99	20.5055556	-99.1357222	1788	Canal de riego EST-57	Debodhé	Estado de Hidalgo
100	20.4905833	-99.1123333	1787	Presa Debodhé (dren)	Debodhé	Estado de Hidalgo
101	20.4829444	-99.2718611	1784	Canal de riego dexthó	Ixmiquilpan-Portezuelo	Estado de Hidalgo
102	20.3741944	-99.2236389	1784	Río Tula	Tlacotalpilco	Estado de Hidalgo
103	20.4924722	-99.1148056	1775	Canal de riego Debodhé	Debodhé	Estado de Hidalgo
104	20.5072778	-99.1392222	1772	Canal de riego Capula	Debodhé	Estado de Hidalgo
105	20.4268889	-99.2270556	1769	Río Tula en Ecoalberto	Tlacotalpilco-Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
106	20.4268889	-99.2270556	1769	Canal de riego	Tlacotalpilco-Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
107	20.5047222	-99.1435278	1766	Drenaje agrícola bangandhó	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
108	20.4902222	-99.1944167	1761	Canal de riego	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
109	20.4426389	-99.1741111	1759	Canal de agua residual	El Tephé	Estado de Hidalgo
110	20.4819167	-99.38775	1758	Agua de infiltración	Sn. Fco. Sacachichilco	Estado de Hidalgo
111	20.4756944	-99.3901389	1758	Río Sn. Francisco	Sn. Fco. Sacachichilco	Estado de Hidalgo
112	20.4432222	-99.1718333	1755	Canal de agua residual el Tephé	El Tephé	Estado de Hidalgo
113	20.4933056	-99.1760833	1754	Drenaje agrícola	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
114	20.5170278	-99.15475	1752	Río Chicabasco	Capula-El Rosario	Estado de Hidalgo
115	20.5170278	-99.15475	1752	Canal de riego Chicabasco	Capula-El Rosario	Estado de Hidalgo
116	20.48825	-99.2731667	1752	Drenaje agrícola Dexthó	Ixmiquilpan-Portezuelo	Estado de Hidalgo
117	20.4493611	-99.1791111	1750	Canal de riego Siqueiros	El Tepe	Estado de Hidalgo
118	20.4841667	-99.3843333	1747	Canal Xigatza	Sn. Fco. Sacachichilco	Estado de Hidalgo
119	20.4923333	-99.1822778	1746	Canal de riego La joya	El Nith-Debodhé	Estado de Hidalgo
120	20.4969722	-99.2736667	1746	Canal de riego Dexthó 2	Ixmiquilpan-Portezuelo	Estado de Hidalgo
121	20.5029167	-99.38725	1746	Presa Madho Corrales	Sn. Fco. Sacachichilco	Estado de Hidalgo
122	20.4795278	-99.2492222	1745	Canal de riego el mexicano	Ixmiquilpan-Portezuelo	Estado de Hidalgo
123	20.4810278	-99.2553333	1742	Canal de riego el mexicano 2	Ixmiquilpan-Portezuelo	Estado de Hidalgo
124	20.5248889	-99.3238056	1720	Canal de riego Tasquillo	Tasquillo	Estado de Hidalgo

125	20.5270833	-99.321	1709	Canal de riego Tasquillo	Tasquillo	Estado de Hidalgo
126	20.4863056	-99.2108056	1706	Canal de riego	Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
127	20.0605	-99.2221111	1694	Río salado Atitalaquia	Atitalaquia	Estado de Hidalgo
128	20.4806667	-99.2210833	1693	Río Tula	Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
129	20.4821389	-99.2151944	1693	Canal de agua residual	Ixmiquilpan	Estado de Hidalgo
130	20.5499722	-99.2916389	1645	Río Tula	Juchitlán	Estado de Hidalgo
131	20.5499722	-99.2916389	1645	Manantial	Juchitlán	Estado de Hidalgo
132	20.5499722	-99.2916389	1645	Balneario Tzindejéh	Juchitlán	Estado de Hidalgo
133	20.66125	-99.48775	1596	Presa Zimapán	Saucillo	Estado de Hidalgo
134	20.576	-99.3463611	1590	Río Tula	Tasquillo	Estado de Hidalgo
135	20.8645	-99.4455	935	Río Moctezuma	La Mora	Estado de Querétaro

Fuente: Elaboración propia.

Análisis fisicoquímico del agua

La concentración de Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- y Cl^- se determinó mediante titulación volumétrica (Eaton, Greenberg & Clescerl, 1998). La concentración de Na^+ y K^+ fue determinada por flamometría y el SO_4^{2-} por espectrofotometría (Richards *et al.*, 1982). La medición del pH se realizó con un potenciómetro (DOF, 2016). La CE, expresada en unidades dS m^{-1} a 25 °C, se midió con un puente de conductividad eléctrica (Eaton *et al.*, 1998). Estos análisis fisicoquímicos se realizaron en el laboratorio de Ciencias Ambientales, perteneciente al Postgrado de Hidrociencias del Colegio de Postgraduados, México.

Análisis estadístico

Una vez que se obtuvieron todos los resultados del análisis físico-químico del agua, se realizó el análisis estadístico a cada una de las variables, este consistió en determinar: prueba de normalidad con el método de Kolmogorov-Smirnov, asimetría, curtosis, mínimo, máximo, promedio, mediana, desviación estándar, amplitud, coeficiente de variación (CV), cuartiles y valores extremos, así como la relación entre algunas variables mediante el coeficiente de correlación y la regresión lineal simple (Montgomery & Runger, 2015).

Calidad del agua, riesgo de salinización y sodificación del suelo

La calidad del agua para riego agrícola se determinó de acuerdo con los criterios propuestos por Richards *et al.* (1982) y Ayers & Westcot (1987). El riesgo de sodificación se estimó mediante las ecuaciones 4 y 5 utilizando el enfoque original de Gapón (Richards *et al.*, 1982), y relacionando la CE con la RAS se estimó el riesgo de reducción de la infiltración del agua en el suelo (Ayers & Westcot, 1987).

En el cálculo de la RAS no se consideró el ión Mg^{2+} , debido a que las propiedades del Ca^{2+} y Mg^{2+} son diferentes (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002). Con respecto de su carga, ambos iones son divalentes, pero tienen distinto tamaño; el radio iónico del Ca^{2+} es de 0.99 Å y el del Mg^{2+} es de 0.65 Å, por ello su energía de adsorción es diferente; además, el carbonato de magnesio es de mayor solubilidad, comparado con el carbonato de calcio, por lo cual el Mg^{2+} se mantiene mayor tiempo en solución mientras que el Ca^{2+} precipita como carbonato (Kovda *et al.*, 1973). La ecuación de la RAS tiene su fundamento en la ley de acción de masas, esta ley establece que la magnitud de una reacción química es proporcional a la concentración molar de las sustancias reaccionantes ($aA + bB \rightleftharpoons cC + dD$) (Getman & Daniels, 1950). De esta ley se deriva la siguiente ecuación:



donde XNa^+ y $X1/2Ca^{2+}$ representan la fase adsorbida de sodio y calcio; Na^+ y Ca^{2+} es la concentración de sodio y calcio en la fase soluble. Para suelos salinos, la ecuación de RAS es una estimación indirecta del contenido de Ca^{2+} y Na^+ intercambiable, de manera que K representa la constante de intercambio iónico:

$$\frac{X \frac{1}{2} Ca^{2+} \cdot [Na^+]}{XNa^+ \cdot [Ca^{2+}]^{1/2}} = K \quad (2)$$

$$\frac{X \frac{1}{2} Ca^{2+}}{XNa^+} = K \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}]^{1/2}} \quad (3)$$

$$RAS_{ar} = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}} \quad (4)$$

Conociendo el valor de la RAS del agua de riego (RAS_{ar}), mediante la ecuación 5, se estimó el porcentaje de sodio intercambiable del suelo (PSI):

$$PSI = \frac{K_G \times RAS_{ar}}{1 + (K_G \times RAS_{ar})} \times 100 \quad (5)$$

donde K_G es la constante de intercambio iónico, el valor propuesto por el USDA es de 0.01475 (Richards *et al.*, 1982), pero depende de cada tipo de suelo, así que se consideró: para un suelo arenoso $K_{G1} = 0.007244$, para un suelo franco $K_{G2} = 0.0118614$ y para un suelo arcilloso $K_{G3} = 0.016899$ (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

Mediante la ecuación propuesta por Bower, Ogata & Tucker (1968) se estimó la RAS en el agua de drenaje (RAS_{aj}), esta fórmula considera únicamente la precipitación de Ca^{2+} ; es decir, esta ecuación no tiene en cuenta la disolución de cationes de los minerales del suelo:

$$RAS_{aj} = \sqrt{\frac{1}{FL} \cdot \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+}]}}} \cdot [1 + (8.4 - pH_s)] \quad (6)$$

donde FL es la fracción de lixiviación ($FL = 1.0$); 8.4 es el pH de un suelo no sódico en equilibrio con la calcita, este pH es el límite a partir del cual el Ca^{2+} precipita como $CaCO_3$; pH_s es el pH del agua en donde el contenido de Ca^{2+} , CO_3^{2-} y HCO_3^- están en equilibrio, es decir, no hay saturación o subsaturación de calcita, el pH_s se estimó mediante el enfoque conceptual de Langelier (1936):

$$pH_s = (pK'_2 - pK'_s) + pCa^{2+} + pAlk \quad (7)$$

donde pK'_2 y pK'_s son logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico ($K_2 = 5.61 \times 10^{-11}$) y del producto de solubilidad de la calcita ($K_{ps} = 4.80 \times 10^{-9}$), respectivamente (MacInnes & Belcher, 1933), corregidos por fuerza iónica (Larson, Buswell, Ludwig & Langelier, 1942); pCa^{2+} es el logaritmo negativo de la concentración de Ca^{2+} ; y $pAlk$ es el logaritmo negativo de la alcalinidad total al anaranjado de metilo (HCO_3^-), ambos términos (pCa^{2+} y $pAlk$) expresados en unidades mol L^{-1} . Para corregir K_1 , K_2 y K_{ps} se utilizó la ecuación 8, y para estimar la fuerza iónica (I) se utilizó la ecuación 9.

$$pK'_1 = pK_1 - \left[\frac{\sqrt{I}}{1 + (1.4 \cdot \sqrt{I})} \right]; pK'_2 = pK_2 - \left[\frac{2 \cdot \sqrt{I}}{1 + (1.4 \cdot \sqrt{I})} \right]; pK'_s = pK_s - \left[\frac{4 \cdot \sqrt{I}}{1 + (3.9 \cdot \sqrt{I})} \right] \quad (8)$$

$$I = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n C \cdot Z^2 \quad (9)$$

Donde I es la fuerza iónica de la solución, C es la concentración de iones expresada en unidades mol L⁻¹; y Z es la valencia de cada ión. La I es una medida del campo eléctrico de una solución y está relacionada con la CE (Solomon, 2001). La estimación de I es necesaria para ajustar el valor de RAS_{aj}.

Se utilizó la ecuación de RAS propuesta por Suarez (1981) (RAS°), la cual ajusta la concentración de Ca²⁺ en el agua al valor de equilibrio esperado después del riego en los primeros milímetros del suelo con una presión parcial de dióxido de carbono de 0.0007 atm:

$$RAS^\circ = \frac{Na^+}{\sqrt{Mg^{2+} + Ca_{eq}^{2+}}}; Ca_{eq}^{2+} = \left(\frac{K_1 \cdot K_{ps} \cdot K_{CO_2}}{K_2 \cdot \left(\frac{HCO_3^-}{Ca^{2+}}\right)^2 \cdot \gamma_{Ca^{2+}} \cdot \gamma_{HCO_3^-}} \right)^{1/3} \cdot (P_{CO_2})^{1/3} \quad (10)$$

donde K₁ y K₂ corresponden a la primera y segunda constante de disociación del ácido carbónico, K_{ps} es el producto de solubilidad de la calcita ([K₁=6.3429, K₂=10.2510 y K_{ps}=8.3187] MacInnes & Belcher, 1933); K_{CO₂} es el producto de solubilidad del dióxido de carbono en agua ([K_{CO₂}=6.3514] Harned & Davis, 1943); γ es el coeficiente de actividad del Ca²⁺ y HCO₃⁻ estimado con la ecuación siguiente: $-\log \gamma = \frac{AZ^2\sqrt{I}}{1+(aB\sqrt{I})}$ A = 0.50917; B = 0.32832; a = $\frac{6, \text{para } Ca^{2+}}{4.5, \text{para } HCO_3^-}$ (Adams, 1971); y P_{CO₂} es la presión parcial del dióxido de carbono en los primeros milímetros del suelo ([P_{CO₂} = 7 × 10⁻⁴ atm.] Suarez, 1981).

En este estudio se estimó la RAS de la solución del suelo (RAS_{AS}) a partir de la composición iónica del agua de riego (RAS_{ar}), considerando la tendencia hacia la precipitación (IS_{L+}) o disolución (IS_{L-}) de Ca²⁺ con el enfoque conceptual de Langelier (1936), y sustituyendo el término 8.4-pHs por pH-pHs en la ecuación de Bower; de esta manera, se tuvo en cuenta la posible disolución y precipitación de Ca²⁺, y se obtuvo la ecuación 11:

$$RAS_{AS} = \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+}}} \cdot [1 + (pH - pH_s)] \quad (11)$$

donde pH es el pH medido en el agua de riego, y pH-pHs estima el índice de saturación de carbonato de calcio (IS_L) (Langelier, 1936).

Resultados y Discusión

Composición iónica y calidad del agua de riego

En este estudio se encontró variación en la CE y STD (CV = 33%), por lo cual se consideró que esta agua residual presentó una concentración muy heterogénea (tabla 2) a lo largo de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital, pero mantuvo su composición bicarbonatada-sódica. En la siguiente secuencia se ordenaron los iones de mayor a menor concentración: Na⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺, y HCO₃⁻ > Cl⁻ > SO₄²⁻ > CO₃²⁻. De acuerdo con Ontiveros-Capurata *et al.* (2013), esta es una de las características principales que presenta el agua de origen residual.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de la composición iónica del agua en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

		Asimetría	Curtosis	K-S	Min.	Max.	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV	Q ₁	Q ₃	95%
	pH	0.98	1.26	0.01	6.95	9.86	7.75	7.60	0.46	2.91	6.02	7.40	8.11	8.54
CE	dS m ⁻¹	0.47	1.22	0.01	0.278	3.684	1.562	1.609	0.53	3.40	33.93	1.094	1.890	2.330
Ca ²⁺		0.07	0.13	0.15	0.48	3.80	2.11	2.14	0.63	3.32	29.90	1.74	2.50	3.20
Mg ²⁺		0.38	0.17	0.10	0.68	7.31	3.35	3.25	1.13	6.63	33.80	2.39	4.12	5.20
Na ⁺		1.06	3.47	0.01	1.39	27.23	9.01	9.09	3.68	25.84	40.85	5.96	11.26	14.54
K ⁺	meq L ⁻¹	1.39	2.55	0.01	0.16	1.70	0.74	0.69	0.26	1.54	35.91	0.61	0.81	1.31
CO ₃ ²⁻	¹	4.89	23.26	0.01	0.00	1.12	0.03	0.00	0.16	1.12	485.85	0.00	0.00	0.00
HCO ₃ ⁻		0.58	1.92	0.15	1.34	19.62	7.77	7.70	2.57	18.28	33.14	5.66	9.44	11.72
Cl ⁻		0.67	1.30	0.02	0.83	12.98	5.07	4.93	1.86	12.15	36.83	3.61	6.21	7.96
SO ₄ ²⁻		0.24	0.57	0.12	0.41	5.28	1.91	1.98	0.81	4.87	42.43	1.33	2.52	3.02
STD	mg L ⁻¹	0.48	1.35	0.05	190.72	2563.33	1066.60	1092.28	359.34	2373	33.69	774.53	1289.73	1579.17
I	mol L ⁻¹	0.29	0.64	0.01	0.0070	0.0808	0.0374	0.0384	0.012	0.073	32.70	0.0260	0.0455	0.0543

K-S: Prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (p-Valor), con $\alpha=0.05$; n=188; CV: coeficiente de variación; Q₁: primer cuartil; Q₃: tercer cuartil

Fuente: Elaboración propia

Las variables estudiadas, de acuerdo con los valores de asimetría y curtosis, presentaron una distribución asimétrica, lo cual se corroboró con la prueba de Kolmogorov-Smirnov (p -valor < α) en la mayoría de las variables. El pH tuvo valores entre 6.95 y 9.86, con un coeficiente de variación (CV) muy bajo (6.02%). El tercer cuartil (Q₃ = 8.11) indicó la prevalencia de condiciones ligeramente alcalinas en el agua residual, mismas que pueden atribuirse a la descomposición de materia orgánica contenida en esta agua. Los valores extremos de pH (figura 2), mayores que el límite superior y que presentaron mayor alcalinidad, se encontraron en el canal Rojo Gómez (pH = 9.86), laguna de Zumpango (pH = 9.20), río Alfajayucan (pH = 8.61), presa Madhó Corrales (pH = 8.60) y canal de riego el mexicano (pH = 8.59). Los valores de pH en el límite inferior con tendencia hacia la neutralidad se encontraron en el canal Pemex por la vía Atitalaquia-Tula (pH = 6.95), río Tula por la vía Actopan-Ixmiquilpan (pH = 6.98), canal de riego en Atitalaquia (pH = 7.02), gran canal en Zumpango (pH = 7.04) y canal de riego en Xamajé (pH = 7.17).

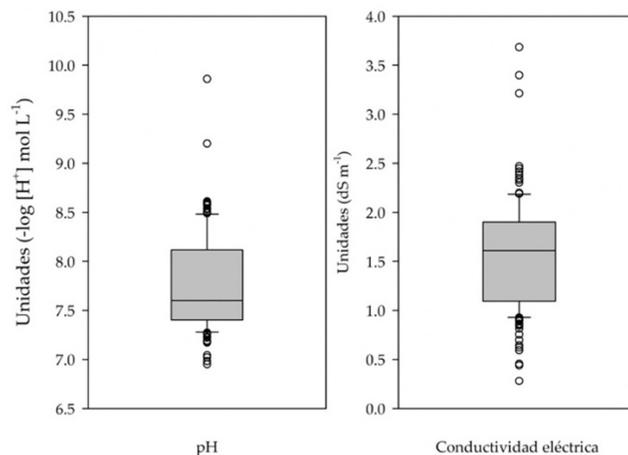


Figura 2. Diagramas de la distribución del pH y la CE en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.
Fuente: Elaboración propia.

Con respecto de la CE, esta se encontró entre 0.278 dS m⁻¹ y 3.684 dS m⁻¹, el Q₁ = 1.094 dS m⁻¹ y el Q₃ = 1.890 dS m⁻¹, los valores extremos en el límite superior corresponden al agua de drenaje agrícola en Nextlalpan

(3.684 dS m⁻¹), el Nith-Debodhé (3.398 dS m⁻¹), Bangandhó (3.212 dS m⁻¹), el Tephé (2.469 dS m⁻¹) y el drenaje en la estación mercado-Ixmiquilpan (2.442 dS m⁻¹). Las concentraciones más bajas, en el límite inferior, se encontraron en la presa Dolores (0.278 dS m⁻¹), canal Pemex III en Atitalaquia (0.439 dS m⁻¹), canal Tlahuelilpan (0.454 dS m⁻¹) laguna de Zumpango (0.592 dS m⁻¹) y río Chapatongo (0.618 dS m⁻¹).

Con base en los datos de CE, el agua representa riesgo de salinidad alto (Richards *et al.*, 1982) y uso restringido (Ayers & Westcot, 1987), es recomendable su aplicación en suelos con buen drenaje y cultivos tolerantes a la salinidad. En este sentido, Can-Chulim *et al.* (2014) y Sánchez-Bernal, Camacho-Escobar, Rodríguez-León & Ortega-Escobar (2013) indicaron que la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de salinidad está relacionada con el tipo de cultivo, etapa fenológica y tipo de iones.

En Valle del Mezquital, la mayor superficie sembrada corresponde a los cultivos de maíz grano, frijol y avena forrajera (SIAP, 2017), por lo que se espera que el efecto de la salinidad sea diferente para cada cultivo en relación con la germinación, desarrollo y rendimiento. El maíz y la avena se consideran moderadamente tolerantes; el frijol se considera sensible pero su respuesta a la salinidad es diferente entre las variedades de este cultivo, y se desarrolla de manera distinta en soluciones con diverso tipo de sales. Con el incremento en la concentración iónica disminuye el porcentaje de germinación de variedades de frijol; en relación con este aspecto, Can-Chulim *et al.* (2017) establecieron la siguiente secuencia de sales que causaron mayor daño en la etapa de germinación y plántula: NaHCO₃>NaCl>Na₂SO₄; asimismo, encontraron que el frijol azufrado fue la variedad más tolerante, el NaHCO₃ fue la sal que causó el menor porcentaje de germinación.

Los datos de CE-RAS (figura 3) indicaron que la clasificación del agua para riego presentó alta variación entre C2, C3 y C4 con respecto del riesgo de salinización y S1, S2, S3 en relación con el riesgo de sodificación, ambos problemas están relacionados con la calidad del agua de riego. Lo anterior se interpretó como la heterogeneidad en la calidad del agua; es decir, el agua residual que se conduce de la Ciudad de México hacia el Valle del Mezquital tuvo variación en su concentración iónica, y por lo tanto su calidad química no es homogénea. La distribución de los datos de CE-RAS indicó que esta agua no es de calidad apropiada para la irrigación de la mayoría de los cultivos.

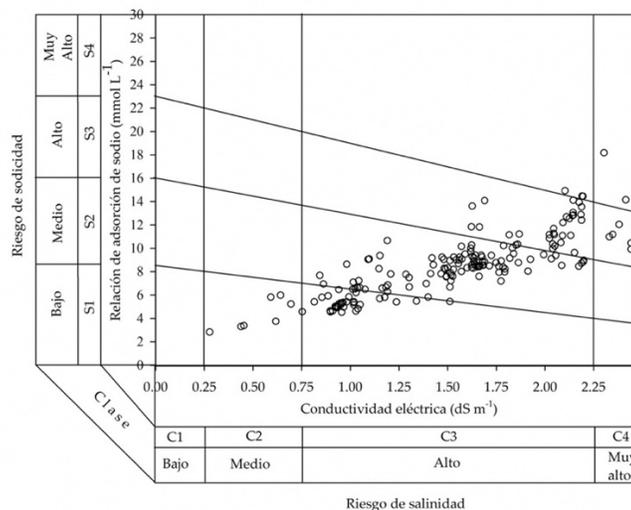


Figura 3. Riesgo de salinidad y sodicidad por los valores de conductividad eléctrica (CE) y relación de adsorción de sodio del agua de riego (RAS_{ar}) en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Fuente: Elaboración propia.

La influencia de cada uno de los iones en la CE, en la concentración de STD y en la I se determinó mediante el análisis de correlación de Spearman (tabla 3), al igual que la relación entre la I, CE y STD. Los iones que influyeron en la CE se establecieron en la siguiente secuencia, ordenados de mayor a menor influencia: cationes: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$, aniones $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$. En este mismo orden se encontró la influencia de los iones en la concentración de STD y en la I.

Tabla 3. Matriz de correlación de Spearman en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	STD	I
	dS m ⁻¹	meq L ⁻¹							mg L ⁻¹	mol L ⁻¹
CE	1									
Ca ²⁺	0.679	1								
Mg ²⁺	0.874	0.624	1							
Na ⁺	0.975	0.603	0.795	1						
K ⁺	0.625	0.392	0.509	0.577	1					
HCO ₃ ⁻	0.972	0.684	0.824	0.962	0.604	1				
Cl ⁻	0.963	0.661	0.841	0.950	0.627	0.920	1			
SO ₄ ²⁻	0.784	0.551	0.827	0.744	0.409	0.694	0.721	1		
STD	0.998	0.675	0.861	0.980	0.628	0.979	0.960	0.773	1	
I	0.993	0.697	0.907	0.956	0.608	0.958	0.953	0.819	0.889	1

P-valor < 0.0001 en todos los casos. $\alpha=0.05$.

Fuente: Elaboración propia.

Se encontró la misma secuencia de concentración iónica, de manera que, de acuerdo con la teoría de disociación iónica, la CE, la concentración de STD y la I dependen de la concentración total de iones en solución. Los iones que tuvieron mayor influencia en la CE y en la I fueron Na^+ , HCO_3^- , Cl^- y Mg^{2+} ; de igual manera, estos iones fueron los de mayor concentración en el agua residual. La relación entre la I, CE y STD fue muy alta ($Rho = 0.98$), en todos los casos el p -valor fue de 0.0001, y dado que este estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación ($\alpha = 0.05$), se aceptó que estas variables están correlacionadas ($H_a: r_{x,y} > 0$), excepto la variable CO_3^{2-} .

El análisis de varianza de la regresión para estimar la concentración de STD (mg L^{-1}) a partir de la CE (dS m^{-1}) se muestra en la tabla 4. En este caso, el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación; por lo tanto, la regresión es significativa para explicar los valores de STD a partir de la CE. La concentración de STD puede estimarse con la siguiente ecuación: $\text{STD} = (676.8398 \times \text{CE}) + 9.1959$. Richards *et al.* (1982) recomendaron estimar la concentración de STD utilizando la ecuación: $\text{STD} = (640 \times \text{CE})$. López-García *et al.* (2016) encontraron la siguiente ecuación: $\text{STD} = (698 \times \text{CE})$. Sin embargo, con la finalidad de evaluar la calidad del agua de riego, no es conveniente generalizar estas estimaciones, pues como se observó, cada ecuación de regresión corresponde a un conjunto de datos en particular. La ecuación de regresión encontrada en esta investigación es válida únicamente para la amplitud de datos medidos de CE en este estudio (figura 4); es decir, la CE y la concentración de STD dependen de la concentración total de iones en la solución; por lo tanto, es necesario medir la concentración de cada uno de los iones para conocer el origen de la CE y de la concentración de STD para luego establecer la recta de regresión.

Tabla 4. Análisis de varianza para establecer el nivel de significancia de la regresión STD-CE en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Variable dependiente Y (STD, mg L ⁻¹)			Variable independiente X (CE, dS m ⁻¹)		
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-valor	Pr>F
Regresión	1	24076934.75	24076934.75	64119.4	<0.0001
Error	186	69843.24	375.50		
Total	187	24146777.99			
R ² =0.9971			CV=1.8167		
Predictor	Coefficiente	Error estándar	t-valor	Pr>t	
Constante	β ₀ =9.1959	4.4085	2.09	0.0383	
CE (dS m ⁻¹)	β ₁ =676.8398	2.6729	253.22	<0.0001	

Fuente: Elaboración propia.

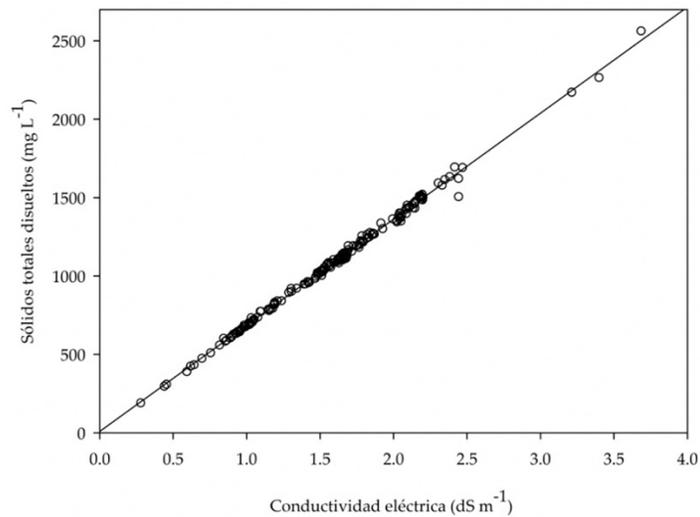


Figura 4. Regresión lineal simple de las variables CE y STD en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital. Fuente: Elaboración propia.

El análisis de varianza de la regresión para estimar la fuerza iónica (mol L⁻¹) a partir de la CE (dS m⁻¹) se muestra en la tabla 5. En este caso, el estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación; por consiguiente, la regresión es significativa para explicar los valores de I a partir de la CE (figura 5), mediante la siguiente ecuación: $I = (0.02299 \times CE) + 0.00150$. En su investigación, López-García *et al.* (2016) encontraron la siguiente ecuación: $I = (0.0116 \times CE)$. La diferencia entre estas ecuaciones de regresión se atribuyó a la concentración iónica, pues, aunque ambos estudios coincidieron en la misma zona (Valle del Mezquital), el tamaño de muestra fue diferente, así como el periodo de muestreo. Asimismo, se encontró variabilidad en la concentración iónica, pero con dominancia de sodio y bicarbonato.

Tabla 5. Análisis de varianza para establecer el nivel de significancia de la regresión I-CE en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Variable dependiente Y (I, mol L ⁻¹)			Variable independiente X (CE, dS m ⁻¹)		
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-valor	Pr>F
Regresión	1	0.02778912	0.02778912	21850.6	<0.0001
Error	186	0.00023655	0.00000127		
Total	187	0.02802567			
R ² =0.9915			CV=3.013		
Predictor	Coefficiente	Error estándar	t-valor	Pr>t	
Constante	β ₀ =0.00150	0.00025656	5.86	<0.0001	
CE (dS m ⁻¹)	β ₁ =0.02299	0.00015556	147.82	<0.0001	

Fuente: Elaboración propia.

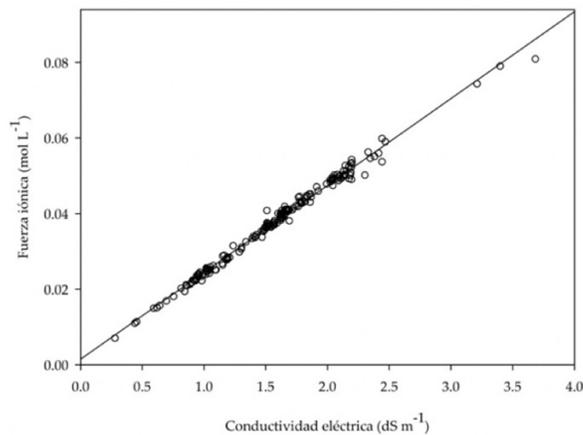


Figura 5. Regresión lineal simple de la conductividad eléctrica y la fuerza iónica en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Fuente: Elaboración propia.

Estimación del riesgo de sodificación del suelo

La estimación de la RAS fue realizada con diferentes ecuaciones (tabla 6). El máximo valor de esta variable, en todos los casos, fue el estimado con la ecuación de RAS_{aj}, debido a que únicamente considera la precipitación de Ca²⁺, lo cual ocasiona el incremento de la relación Na⁺/ Ca²⁺, y ello indica valores de RAS altos en la solución del suelo, mismos que pueden atribuirse al proceso de precipitación de Ca²⁺.

Tabla 6. Estadísticos descriptivos de la relación de adsorción de sodio y del pHs en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV	Q ₁	Q ₃	95%
pHs	6.65	8.52	7.20	7.14	0.28	1.87	3.89	7.02	7.39	7.66
RAS _{ar}	2.83	32.76	8.81	8.53	3.64	29.92	41.30	6.60	10.00	14.08
RAS _{aj}	2.47	71.90	19.85	19.76	9.35	69.43	47.09	13.06	23.52	32.25
RAS ^o mmol L ⁻¹	2.08	17.28	6.65	6.72	2.02	15.20	30.46	5.32	7.57	9.78
RAS _{AS}	0.12	77.48	14.43	13.81	9.16	77.35	63.45	7.92	19.64	24.86

CV: coeficiente de variación; Q₁: primer cuartil; Q₃: tercer cuartil

Fuente: Elaboración propia.

Debe considerarse que la disolución de los minerales del suelo, principalmente el Ca^{2+} , disminuye la RAS en la solución del suelo. En este estudio se encontró que el agua residual tiene la capacidad de disolver y precipitar calcio, la precipitación de Ca^{2+} favorece el efecto coagulante en los coloides del suelo e incrementa la RAS del agua del suelo, de manera que el Na^+ , si no es lixiviado, puede ser absorbido por las plantas, ocasionando problemas de toxicidad en cultivos sensibles (Ayers & Westcot, 1987).

La RAS corregida (RAS°) (Suarez, 1981) tuvo un promedio de 6.65 mmol L^{-1} ; 95% de las muestras de agua tuvieron una RAS° menor de 9.78 mmol L^{-1} . Esta ecuación proporciona una buena estimación de la RAS de la solución del suelo, ya que considera el ajuste de Ca^{2+} al valor de equilibrio esperado después del riego, y tiene en cuenta que el coeficiente de actividad del Ca^{2+} y del HCO_3^- disminuye con el aumento en la salinidad (I); además, considera el efecto del dióxido de carbono y del bicarbonato sobre el Ca^{2+} (Can-Chulim, Ramírez-Ayala, Ortega-Escobar, Trejo-López & Cruz-Díaz, 2008).

La RAS del agua de riego (RAS_{ar}) tuvo un coeficiente de variación de 41.30%, este indica la heterogeneidad de valores que se encontraron entre 2.83 mmol L^{-1} y $32.76 \text{ mmol L}^{-1}$. El promedio fue 8.81 mmol L^{-1} y la mediana fue 8.53 mmol L^{-1} , los cuartiles tuvieron los valores siguientes: $Q_1 = 6.62 \text{ mmol L}^{-1}$, $Q_3 = 10.01 \text{ mmol L}^{-1}$. En 95% de los casos la RAS fue menor de $14.12 \text{ mmol L}^{-1}$, estos datos indicaron la dominancia de Na^+ sobre el Ca^{2+} en el agua residual; por lo tanto, existe el riesgo de acumulación de sodio en el suelo debido a la aplicación de esta agua en el riego agrícola. En el suelo, el Na^+ desplaza al Ca^{2+} , y el Na^+ ocupa los sitios de intercambio en la micela coloidal, provocando la sodificación de los suelos (Richards *et al.*, 1982); este proceso de sodificación será más intenso en suelos arcillosos y de menor intensidad en suelos arenosos. En Valle del Mezquital predominan los leptosoles, feozems, vertisoles, litosoles, suelos calcáreos, con diversa textura (francos, arcillosos, arenosos) (Hernández-Silva, Flores-Delgadillo, Maples-Vermeersch, Solorio-Munguía & Alcalá-Martínez, 1994); así que incrementando el contenido de Ca^{2+} , de manera controlada, directamente en el agua residual, podrá disminuir el valor de la RAS y, con ello, el riesgo de sodificación del suelo (López-García *et al.*, 2016); no obstante, se encontró que el agua residual en esta área de estudio tiene la capacidad de precipitar Ca^{2+} ; por lo tanto, el riesgo de sodio se encontrará en el agua del suelo (ΔRAS_{AS}) y puede ocasionar problemas de toxicidad por sodio en los cultivos sensibles como el frijol.

Por otra parte, el agua residual con ISL^- tiene la capacidad de disolver Ca^{2+} , así que en los suelos que son irrigados con esta agua, se puede disolver el Ca^{2+} existente, y este puede lixivarse en el agua de drenaje fuera de la zona de raíz del suelo. En estas condiciones el Na^+ puede ocupar los sitios de intercambio en la micela coloidal, manifestándose el proceso de sodificación gradual del suelo, 18% de las muestras de agua mostraron la tendencia hacia la solubilización de Ca^{2+} con valores negativos en el ISL (tabla 7).

Tabla 7. Distribución de frecuencias del índice de saturación de carbonato de calcio en la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.

Índice de saturación	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa	Frecuencia relativa acumulada
ISL (+) tendencia hacia la precipitación de Ca^{2+}	154	81.91	81.91
ISL (-) tendencia hacia la solubilización de Ca^{2+}	34	18.08	100
Total	188	100	

Fuente: Elaboración propia.

El agua residual saturada (ISL^+) tiene la capacidad de precipitar Ca^{2+} , así que en los suelos irrigados con esta agua la precipitación de Ca^{2+} puede reemplazar al Na^+ adsorbido en la micela coloidal; de esta manera, el Na^+ pasa a la solución del suelo e incrementará su concentración, el Na^+ en solución podrá lixivarse en el agua de drenaje fuera de la zona de raíz del suelo. La tendencia hacia la precipitación de Ca^{2+} con valores positivos en

el ISL se observó en 82% de las muestras de agua analizadas; por lo cual, su aplicación en la irrigación de cultivos representa riesgo de sodicidad.

La RAS de la solución del suelo (RAS_{AS}) fue estimada teniendo en cuenta los valores del índice de saturación. El 18% de las muestras de agua tuvieron valores negativos del IS y estos se relacionaron con la disminución de la RAS_{AS} ; es decir, la RAS del agua de riego (RAS_{ar}) fue 1.21 veces mayor que la RAS de la solución del suelo estimada (RAS_{AS}) (mediana de la proporción $RAS_{ar}/RAS_{AS} = 1.21$), lo cual se interpretó como indicador de la posible solubilización de Ca^{2+} , y en estas condiciones se estimó mayor riesgo de sodificación del suelo por la solubilización y lixiviación de Ca^{2+} . El 82% de las muestras de agua presentaron tendencia hacia la precipitación de Ca^{2+} (IS+) y esta se relacionó con el aumento en la RAS_{AS} ($Rho = 0.868$). La RAS del agua de riego ($RAS_{ar} = 8.81 \text{ mmol L}^{-1}$) fue 0.60 veces menor que la RAS de la solución del suelo estimada ($RAS_{AS} = 14.43 \text{ mmol L}^{-1}$), la mediana de la proporción RAS_{ar}/RAS_{AS} fue 0.60, lo que supone un riesgo de sodificación del suelo menos intenso y lento. Asimismo, este valor estimado de RAS_{AS} ($RAS_{AS} [\bar{x} = 14.43 \text{ mmol L}^{-1}] > RAS_{ar} [\bar{x} = 8.81 \text{ mmol L}^{-1}]$) supone niveles bajos de sodio intercambiable ($\bar{X}_{PSI} < 15$) en el suelo.

Los valores altos de CE y RAS en el agua de drenaje, mayores que los del agua de riego, son indicadores de la lixiviación de sales sódicas y de las de mayor solubilidad presentes en el suelo, ya que las sales de menor solubilidad (como $CaCO_3$) se precipitan en el suelo, esto incrementa la proporción Na^+/Ca^{2+} en el agua de drenaje y, con ello, aumenta la CE y la RAS en estos efluentes (Sánchez-Bernal, Ortega-Escobar, Sandoval-Orozco, Hernández-Viruel & Estrada-Vázquez, 2012). De esta forma la aplicación excesiva de láminas de agua residual (> 1 m) en la irrigación de cultivos en Valle del Mezquital puede generar una fracción de lixiviación de 0.45, lo cual ayuda a mantener bajos los niveles de salinidad por efecto de lavado del suelo (Hoffman, 1990). Los conceptos aquí expuestos deberán corroborarse experimentalmente en esta zona agrícola.

En este trabajo de investigación se estimó el PSI del suelo (tabla 8) a partir de la RAS del agua de riego (RAS_{ar}) y tres valores de la constante de intercambio iónico (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002). Se observó que el PSI estimado siguió la tendencia hacia la sodicidad. En todos los casos, el PSI estimado para un suelo arenoso fue menor que para un suelo arcilloso, esto indica que los suelos arcillosos tienen mayor riesgo para desarrollar problemas de sodicidad debido a su mayor superficie de intercambio y gran número de cargas negativas expuestas. La superficie de todos los minerales tiene cargas eléctricas, pero las arcillas, como la montmorillonita, tienen la mayor capacidad de intercambio catiónico. Los cationes son adsorbidos con diferente fuerza, los iones con mayor fuerza de adsorción tienen la capacidad de desplazar más fácilmente a los de adsorción débil; este proceso se conoce como intercambio catiónico (Werner, 1996).

Tabla 8. Valores estimados del PSI a partir de la RAS_{ar} del agua de la red de drenaje Cd. de México-Valle del Mezquital con diferentes valores de K para tres tipos de suelo.

$PSI = \frac{K \cdot RAS_{ar}}{1 + (K \cdot RAS_{ar})} \times 100$	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Desv. Est.	Amplitud	CV	Q ₁	Q ₃	95%
PSI-K ₁	2.01	19.18	5.95	5.82	2.19	17.16	36.90	4.57	6.76	9.27
PSI-K ₂	3.25	27.98	9.34	9.19	3.24	24.73	34.74	7.28	10.62	14.34
PSI-K ₃	4.57	35.63	12.74	12.60	4.17	31.06	32.76	10.06	14.47	19.26

CV: coeficiente de variación; Q₁: primer cuartil; Q₃: tercer cuartil

Fuente: Elaboración propia.

El cambio en el PSI estimado depende de la RAS y del valor de K, así que para un valor fijo de RAS se tiene diferente PSI; el PSI más bajo se encontró en la línea de puntos inferior y corresponde al valor de $K = 0.007244$ para un suelo arenoso, el PSI más alto está en la línea de puntos superior y corresponde al valor de $K = 0.016899$

para un suelo arcilloso (figura 6). El USDA considera que un suelo es sódico cuando su valor de PSI es mayor de 15 y la CE menor de 4 dS m^{-1} , salino-sódico cuando el PSI sea mayor de 15 y la CE mayor de 4 dS m^{-1} , y un suelo salino cuando el PSI sea menor de 15 y la CE mayor de 4 dS m^{-1} (Richards *et al.*, 1982); no obstante, los problemas relacionados con la salinidad y la sodicidad del suelo y los cultivos pueden encontrarse en diversos valores de PSI y CE del suelo.

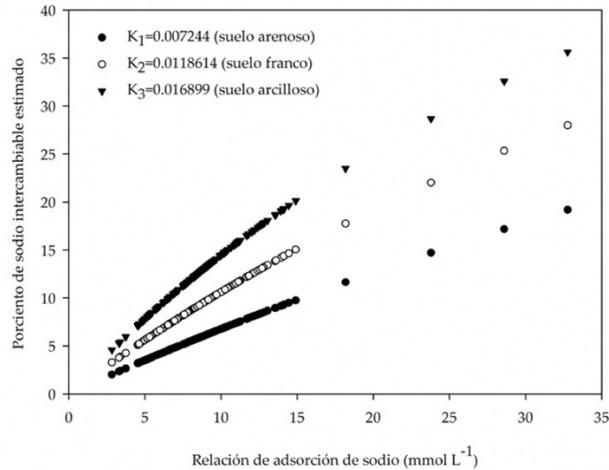


Figura 6. Porcentaje de sodio intercambiable (PSI) estimado a partir de la RAS (RAS_{ar}) del agua de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital, y diferentes valores de la constante de intercambio iónico (K).

Fuente: Elaboración propia.

Para evaluar los posibles problemas de infiltración debido a la CE y RAS del agua de riego, se realizó el diagrama de la figura 7. Los valores de CE-RAS que se encuentren a la izquierda de la línea superior dentro del diagrama indican riesgo severo de infiltración debido a la baja concentración y RAS elevada; en este caso, se trata de agua sódica con baja concentración iónica, la cual tiene alta capacidad para disolver los minerales del suelo, incluyendo al calcio. Esto disminuye la estabilidad y degrada la estructura del suelo, las partículas del suelo se dispersan y obstruyen el espacio poroso, disminuyendo la capacidad de infiltración del agua en el suelo. Los valores de CE-RAS que se encuentren a la derecha de la línea inferior dentro del diagrama no representan problemas de infiltración, pues debido a la mayor concentración de sales tienen un efecto coagulante por una mayor cantidad de cationes divalentes (Sánchez-Bernal *et al.*, 2012); sin embargo, el problema de sodicidad puede presentarse en el suelo cuando la proporción de sodio con respecto del calcio sea mayor de 3:1 (Ayers & Westcot, 1987).

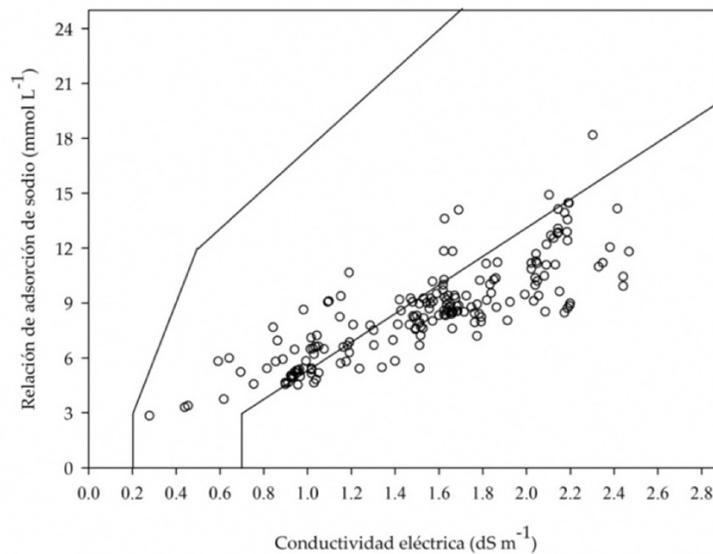


Figura 7. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS_r) del agua de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital.
Fuente: Elaboración propia.

Con respecto del riesgo de la disminución de la infiltración del agua en el suelo, se estimó que, del total de muestras de agua, en aproximadamente 75% no se presentaron problemas de infiltración y en el 25% restante el riesgo de reducción de la infiltración del agua en el suelo fue ligero.

A medida que se incrementa la cantidad de agua de riego, se mantiene bajo el nivel de salinidad en la capa arable del suelo (Hoffman, 1990). No obstante, la radiación solar ocasiona la evaporación del agua del suelo, la transpiración del cultivo y el incremento de la temperatura, estos fenómenos causan la precipitación de las sales de menor solubilidad y el ascenso capilar de las sales de mayor solubilidad hacia la superficie del suelo (Kovda *et al.*, 1973). En este sentido, se estimó que los suelos agrícolas en Valle del Mezquital tienen diferente grado de afectación por salinidad y sodicidad debido a la aplicación del agua residual en la irrigación de cultivos.

Cuellar-Carrasco, Ortega-Escobar, Ramírez-Ayala & Sánchez-Bernal (2015) y López-García *et al.* (2016) encontraron resultados similares a los reportados en este estudio y, al igual que Sánchez-Bernal *et al.* (2012), estos autores coincidieron en que el uso del agua residual de salinidad sódica ocasiona efectos negativos en el suelo y en los cultivos irrigados con esta agua, y su uso puede incrementar el PSI del suelo debido a una RAS elevada, e incrementar la salinidad de la solución del suelo, lo cual puede afectar el desarrollo normal de los cultivos.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos bajo las condiciones en que se realizó esta investigación, se concluyó que el agua residual de la red de drenaje Ciudad de México-Valle del Mezquital presentó una alta variación en su concentración iónica, pero prevaleció su composición bicarbonatada-sódica, manifestándose en una amplitud de valores de CE, RAS y PSI.

La RAS es un buen indicador para estimar el riesgo de sodificación del suelo por el uso del agua en el riego agrícola, lo cual depende de la calidad del agua y del tipo de suelo, y es de mayor magnitud para suelos arcillosos que para los arenosos.

Se cumplieron los objetivos y no se rechazó la hipótesis planteada. La amplitud de valores de la RAS se atribuyó a la variabilidad en la relación iónica de sodio con respecto al calcio, y se debe a las diversas descargas y mezcla de agua de origen residual urbano e industrial.

La estimación de la RAS del agua del suelo (RASAS) indicó que la tendencia hacia la precipitación de Ca^{2+} en el suelo puede mantener bajos los niveles de sodio en el suelo. Esto mismo se estimó con la ecuación de la RAS del suelo propuesta por Suarez (RAS^o), así que, incrementando el contenido de Ca^{2+} de manera controlada directamente en el agua residual, puede disminuir la RAS y consecuentemente el riesgo de sodificación del suelo, expresado como PSI.

Finalmente, no se recomienda el uso de esta agua en la irrigación debido al riesgo de salinización que representa su valor elevado de CE y su dominancia de iones de sodio y bicarbonato que pueden acumularse en la capa arable y dañar la estructura del suelo.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (Conacyt) por la asignación de recursos económicos, al Colegio de Postgraduados por otorgar las facilidades para la realización de este estudio y a los revisores de este trabajo.

Referencias

- Adams, F. (1971). Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Science Society of America*, 35(3), 420-426. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj1971.03615995003500030028x>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1987). *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. Estudio FAO Riego y Drenaje. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- Bower, C. A., Ogata, G., & Tucker, J. M. (1968). Sodium hazard of irrigation waters as influenced by leaching fraction and by precipitation or solution of calcium carbonate. *Soil Science*, 106(1), 29-34.
- Can-Chulim, A., Cruz, C. E., Ortega, E. H. M., Sánchez-Bernal, E. I., Madueño-Molina A., Bojórquez-Serrano, J., & Mancilla-Villa, O. (2017). Respuesta de *Phaseolus vulgaris* a la salinidad generada por NaCl, Na₂SO₄ y NaHCO₃. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8(6), 1287-1300. doi: <https://doi.org/10.29312/remexca.v8i6.294>
- Can-Chulim, A., Ramírez, G. L. G., Ortega, E. H. M., Cruz, C. E., Flores, R. D., Sánchez, B. E. I., & Madueño, M. A. (2014). Germination and seedling growth of *Phaseolus vulgaris* L. in saline conditions. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(5), 753-763. doi: <https://doi.org/10.29312/remexca.v5i5.898>
- Can-Chulim, A., Ramírez-Ayala, C., Ortega-Escobar, H. M., Trejo-López, C., & Cruz-Díaz, J. (2008). Evaluation of the sodium adsorption ratio in waters of the Tulancingo River, State of Hidalgo, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 26(3), 243-252.
- Cifuentes, E., Gómez, M., Blumenthal, U., Téllez-Rojo, M. M., Romieu, I., Ruíz-Palacios, G., & Ruíz-Velazco, S. (2000). Risk factors for *Giardia intestinalis* infection in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Mexico. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 62(3), 388-392. doi: <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2000.62.388>
- Cifuentes, E., Blumenthal, U., Ruíz-Palacios, G., Bennett, S., & Peasey, A. (1994). Epidemiological panorama for the agricultural use of wastewater: The Mezquital Valley, Mexico. *Salud Pública de México*, 36(1), 3-9.
- Comisión Nacional del Agua (Conagua). (2016). *Estadísticas del agua en México, edición 2016*. Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat).
- Comisión Nacional del Agua (Conagua). (2013). *Estadísticas del agua de la región hidrológico-administrativa XIII, Aguas del Valle de México*. México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat).

- Cuellar-Carrasco, E., Ortega-Escobar, M., Ramírez-Ayala, C., & Sánchez-Bernal, E. I. (2015). Evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6(5), 977-989. doi: <https://doi.org/10.29312/remexca.v6i5.592>
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (1980). Norma Mexicana NMX-AA-003-SCFI-1980. *Aguares residuales, Muestreo*. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI).
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (09 de septiembre de 2016). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016. *Análisis de agua-Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba*. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI).
- Eaton, A. D., Greenberg, A. E., & Clescerl, S. L. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th Ed.). Washington, D. C.: American Public Health Association.
- Getman, F. H., & Daniels, F. (1950). Chemical balance. En: *Outlines of physical chemistry. Chapter XII* (pp. 272-308). New York: Jhon Wiley & sons, inc.
- Harned, H. S., & Davis R. Jr. (1943). The ionization constant of carbonic acid in water and the solubility of carbon dioxide in water and aqueous salt solution from 0 to 50°. *Journal of the American Chemical Society*, 65(10), 2030-2037. doi: <https://doi.org/10.1021/ja01250a059>
- Hernández-Silva, G., Flores-Delgadillo, L., Maples-Vermeersch, M., Solorio-Munguía, J. G., & Alcalá-Martínez, J. R. (1994). Riesgo de acumulación de Cd, Pb, Cr y Co en tres series de suelos del DR03, Estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 11(1), 53-61.
- Hoffman, G. J. (1990). Leaching fraction and root zone salinity control. En K. K. Tanji (Ed.), *Agricultural salinity assessment and management* (pp. 237-261). New York: American Society of Civil Engineers.
- Kovda, V. A., Egorov, V. V., & Hills, N. S. (1973). Landscapes in relation to irrigation, drainage and salinity. En V. A. Kovda, C. Van Den Berg & R. M. Hagan (Eds.), *Irrigation, drainage and salinity. An international source book* (pp. 155-176). Hutchinson: Food and Agriculture Organization (FAO)/ United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO).
- Langelier, W. F. (1936). The analytical control of anti-corrosion water treatment. *Journal of the American Water Works Association*, 28(10), 1500-1521. doi: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1936.tb13785.x>
- Larson, T. E., Buswell, A. M., Ludwig, H. F., & Langelier, W. F. (1942). Calcium carbonate saturation index and alkalinity interpretations. *Journal of the American Water Works Association*, 34(11), 1667-1678.
- Lesser-Carrillo, L. E., Lesser-Illades, J. M., Arellano-Islas, S., & González-Posadas, D. (2011). Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del Valle del Mezquital, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28(3), 323-336.
- López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 139-157.
- MacInnes, D. A., & Belcher, D. (1933). The thermodynamic ionization constants of carbonic acid. *Journal of the American Chemical Society*, 55(7), 2630-2646. doi: <https://doi.org/10.1021/ja01334a003>
- Montgomery, D. C., & Runger, G. C. (2015). *Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería*. (2a ed.). México D. F.: Limusa.
- Ontiveros-Capurata, R. E., Diakite-Diakite, L., Álvarez-Sánchez, M. E., & Coras-Merino, P. M. (2013). Evaluación de aguas residuales de la Ciudad de México utilizadas para riego. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(4), 127-140.
- Rascón-Alvarado, E., Peña-Cervantes, E., López-Cervantes, R., Cantú-Sifuentes, M., & Narro-Farías, E. (2008). Impact on some physical soil properties by wastewater application. *Terra Latinoamericana*, 26(1), 69-74.
- Richards, L. A., Allison, L. E., Brown, J. W., Hayward, H. E., Bernstein, L., Fireman, M., Pearson, G. A., Wilcox, L. V., Bower, C. A., Hatcher, J. T., & Reeve, R. C. (1982). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. México, D. F.: Limusa.

- Robledo-Zacarías, V. H., Velázquez, M. M. A., Montañez, S. J. L., Pimentel, E. J. L., Vallejo, C. A. A., López, C. M. D., & Venegas, G. J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 221-235. doi: <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.04>
- Sánchez-Bernal, E. I., Camacho-Escobar, M. A., Rodríguez-León, A., & Ortega-Escobar, H. M. (2013). Physiological behavior of potato cv. Tollocan at diverse types of salinity. *Journal of Plant Studies*, 2(1), 120-134.
- Sánchez-Bernal, E. I., Ortega-Escobar, H. M., Sandoval-Orozco, G. T., Hernández-Viruel, R. A., & Estrada-Vázquez, C. (2012). Lavado de sales en suelos aluviales costeros de Oaxaca, México, con aguas residuales municipales tratadas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(4), 343-360.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2017). *Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta (SIACON)*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa). Recuperado el 2 de marzo de 2017 de <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119>
- Siebe, C. (1994). Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el distrito de riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10(1), 15-21.
- Solomon, T. (2001). The definition and unit of ionic strength. *Journal of Chemical Education*, 78(12), 1691-1692. doi: <https://doi.org/10.1021/ed078p1691>
- Suarez, D. L. (1981). Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Science Society of America Journal*, 45(3), 469-475. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030005x>
- Vázquez-Alarcón, A., Justin-Cajuste, L., Siebe, C., Alcántar-González, G., & de la Isla de Bauer, M. L. (2001). Cadmium, nickel and lead concentrations in wastewater, soil and crops in the Mezquital Valley, Hidalgo, Mexico. *Agrociencia*, 35, 267-274.
- Velázquez-Machuca, M. A., Ortega-Escobar, M., Martínez-Garza, A., Kohashi-Shibata, J., & García-Calderón, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*, 20(4), 459-464.
- Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M. J., & Enrique, A. (2007). Soil quality as affected by irrigation with wastewater from the agrifood industry in the river Ebro basin, Navarra, Spain. *Terra Latinoamericana*, 25(3), 239-250.
- Werner, J. (1996). *Introducción a la hidrogeología*. Linares, N. L.: Facultad de Ciencias de la Tierra, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., & Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. *Bioagro* 20(3), 193-199.