



Terra Latinoamericana

ISSN: 2395-8030

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

Avelar-Roblero, Juan Uriel; Ortega-Escobar, Héctor Manuel; Mancilla-Villa, Oscar Raúl; Khalil-Gardezi, Abdul; Mendoza-Saldivar, Isabel; Sánchez-Bernal, Edgar Iván; Can-Chulim, Álvaro
Variación de la calidad del agua en el cauce principal de la cuenca del río Pánuco
Terra Latinoamericana, vol. 41, e1601, 2023, Enero-Diciembre
Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1601>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57375131014>

- ▶ [Cómo citar el artículo](#)
- ▶ [Número completo](#)
- ▶ [Más información del artículo](#)
- ▶ [Página de la revista en redalyc.org](#)










Sistema de Información Científica Redalyc

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Variación de la calidad del agua en el cauce principal de la cuenca del río Pánuco

Variation of water quality in the main channel of the Pánuco river basin

Juan Uriel Avelar-Roblero¹ , Héctor Manuel Ortega-Escobar^{2†} ,
Oscar Raúl Mancilla-Villa³ , Abdul Khalil-Gardezi² , Isabel Mendoza-Saldivar⁴ ,
Edgar Iván Sánchez-Bernal⁵  y Álvaro Can-Chulim⁶ 

¹ Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. Carretera México-Texcoco km. 38.5, Chapingo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

² Colegio de Postgraduados, Postgrado en Hidrociencias. Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

[†] Autor para correspondencia (manueloe@colpos.mx)

³ Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur, Departamento de Producción Agrícola. Av. Independencia Nacional #151, Centro. 48900, Autlán, Jalisco, México.

⁴ Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico Superior del Oriente del Estado de Hidalgo. Carretera Apan-Tepeapulco, Las Peñitas. 43900 Apan, Hidalgo, México.

⁵ Universidad del Mar. Departamento de Ecología. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel. 70902 Pochutla, Oaxaca, México.

⁶ Universidad Autónoma de Nayarit, Unidad Académica de Agricultura. Carretera Tepic-Compostela km 9. 63780 Xalisco, Nayarit, México.

Editora de Sección: Dra. Verónica Ortega Baranda

RESUMEN

El uso de aguas residuales en el riego agrícola contribuye a mejorar la productividad del suelo y a resolver los problemas de escasez del agua. Sin embargo, también se generan problemas de salinidad y sodicidad en el suelo, toxicidad para las plantas, y problemas de salud pública. En la cuenca del río Pánuco, que se origina en el Valle de México y desemboca en el Golfo de México, se encuentra el Valle del Mezquital, donde se riegan más de 90 000 ha con aguas residuales que llegan a través de diversas vías, entre ellas el Gran Canal del Desagüe. Una parte del agua que se utiliza para el riego se infiltra y se incorpora al cauce del río Tula, que desemboca en la presa Zimapán. A partir de la presa Zimapán, el cauce adquiere el nombre de río Moctezuma y en la parte baja de la cuenca río Pánuco hasta la descarga en el Golfo de México. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del agua a lo largo del cauce de la cuenca del río Pánuco mediante el muestreo, las determinaciones en laboratorio y el análisis mediante índices de calidad con criterios agronómicos, y comparar los resultados de la parte alta de la cuenca con la parte baja. Los resultados indican que las aguas residuales que se incorporan al Valle del Mezquital impactan a lo largo de todo el cauce, pero en mayor medida en la parte alta de la cuenca. En todos los puntos de muestreo el agua se clasifica como bicarbonatada-sódica, el índice de CSR indica que el 96% de los sitios presenta algún tipo de restricción para el riego, la CE no es idónea en ninguno de los puntos y la relación de adsorción de sodio (RAS) evidencia riesgos de sodicidad.



Cita recomendada:

Avelar-Roblero, J. U., Ortega-Escobar, H. M., Mancilla-Villa, O. R., Khalil-Gardezi, A., Mendoza-Saldivar, I., Sánchez-Bernal, E. I., & Can-Chulim, A. (2023). Variación de la calidad del agua en el cauce principal de la cuenca del río Pánuco. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-14. e1601. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1601>

Recibido: 7 de septiembre de 2022.
Aceptado: 26 de diciembre de 2022.
Artículo. Volumen 41.
Abril de 2023.

Palabras clave: CROSS, salinidad, sodicidad, río Moctezuma, río Tula.

SUMMARY

The use of wastewater in agricultural irrigation contributes to improving soil productivity and solving water scarcity problems. However, problems of salinity and sodicity in the soil, toxicity to plants, and public health problems are generated. In the Pánuco River basin, which originates in the Valley of Mexico and flows into the Gulf of Mexico, is the Valle del Mezquital, where approximately 90,000 ha are irrigated with wastewater that arrives through various routes, including the Great Drainage Canal. A part of the water that is used for irrigation infiltrates and is incorporated

into the bed of the Tula River, which flows into the Zimapán dam. From the Zimapán dam, the channel acquires the name of the Moctezuma River and in the lower part of the Pánuco River basin until it discharges into the Gulf of Mexico. The objective of this work was to evaluate the water quality along the channel of the Pánuco river basin through sampling, laboratory determinations and analysis through quality indices with agronomic criteria, and to compare the results of the upper part of the basin with the lower part. The results indicate that the wastewater that enters the Mezquital Valley has an impact along the entire channel, but to a greater extent in the upper part of the basin. In all the sample points, the water is classified as bicarbonate-sodium, the RSC index indicates that 96% of the sites present some type of irrigation restriction, the EC is not ideal in any of the points and the sodium adsorption ratio (SAR) evidences sodicity risks.

Index words: CROSS, salinity, sodicity, Moctezuma river, Tula river.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es un término asociado a un uso específico, y está determinada por las características físicas, químicas y biológicas que satisfacen las necesidades del usuario. En el caso del agua para riego, se toman en cuenta las características físicas y químicas que afectan a los cultivos y a la fertilidad del suelo. Estas características varían en función del tipo y de la cantidad de sales disueltas que provienen de manera natural del intemperismo, de la disolución de las rocas y del suelo (Trabelsi y Zouari, 2019). Por las actividades humanas también se incorporan distintas sustancias al agua, incluyendo sales solubles que alteran sus características físicas y químicas, y por consecuencia disminuyen su calidad. A pesar de ello, en México se riegan con aguas residuales sin tratar alrededor de 387 600 ha (García-Salazar, 2019), de las cuales alrededor de una cuarta parte corresponde a la región del Valle del Mezquital.

El uso de estas aguas en el riego resuelve problemas de abastecimiento y mejora la productividad del suelo, pero trae consigo efectos negativos como la salinidad y sodicidad que producen un deterioro en la calidad de los suelos. Los agricultores por lo general toman en cuenta la productividad de las tierras, pero desconocen o minimizan el impacto en la calidad del suelo a mediano y largo plazo.

El riego con aguas residuales tiene el potencial de agregar al suelo cantidades elevadas de sales y alcanzar concentraciones perjudiciales para las plantas, es decir, conductividades eléctricas mayores a 0.7 dS m^{-1} (Ayers y Westcot, 1985). Las aguas residuales por lo general tienen altas concentraciones de sodio que pueden aumentar el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) del suelo. El incremento del PSI conlleva a la dispersión de las arcillas que provoca la pérdida de estructura y por consiguiente la reducción en las tasas de infiltración del agua en el suelo (Muyen, Moore y Wrigley, 2011). La concentración elevada de sales aumenta la presión osmótica de la solución del suelo y puede provocar sequía fisiológica en las plantas. El sodio contribuye a la salinidad total y puede ser tóxico para las plantas sensibles, pero su efecto principal radica en la degradación de la estructura del suelo, que lo vuelve duro, compacto y con baja permeabilidad, cuando su concentración es excesiva en relación con el calcio y el magnesio (Zaman, Shahid y Heng, 2018).

López-García *et al.* (2016) realizaron un estudio de la calidad del agua desde el Gran Canal del Desagüe hasta la presa Zimapán, y en diferentes puntos de la red hidrográfica del Valle del Mezquital. Encontraron predominancia de sales NaHCO_3 y NaCl , valores de conductividad eléctrica (CE) que representan riesgo alto de salinización (mayores a $750 \mu\text{S cm}^{-1}$) y valores de relación de sodio (RAS) que representan riesgo de sodicidad medio y alto. Pérez-Díaz *et al.* (2019) analizaron las aguas que se utilizan para el riego en el Valle del Mezquital y encontraron contenidos elevados de boro, cloruros y sodio que pueden causar toxicidad en los cultivos.

También encontraron alta concentración de nitrato y fosfato que representa riesgos para los organismos acuáticos por la contaminación y la posible eutrofización de los cuerpos de agua. En el estado de Oaxaca se ha encontrado que, por lo general, el agua utilizada para el riego es de calidad aceptable, con excepción de las aguas subterráneas de las zonas costeras y de los cuerpos de agua que están cerca de los centros urbanos (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014; Camacho-Ballesteros, Ortega, Sánchez y Can, 2020).

Aunque se tienen referencias en cuanto a la calidad del agua de riego en el Valle del Mezquital, no se cuenta con un análisis de la evolución de la calidad del agua a medida que el cauce principal continúa su recorrido por el río Moctezuma y el río Pánuco. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue determinar las variaciones en la calidad del agua para uso agrícola mediante índices de salinidad y sodicidad, a lo largo del cauce principal de la cuenca del río Pánuco, desde la autopista Peñón- Texcoco en el Gran Canal del Desagüe hasta el río Pánuco, en la ciudad de Pánuco, Veracruz, que se encuentra a 94 km de la desembocadura en el Golfo de México. Se planteó la hipótesis de que existen diferencias significativas en la concentración de todos los iones al comparar la parte alta de la cuenca con la parte baja, que el agua en la parte alta de la cuenca es inadecuada para el riego por el efecto de las aguas residuales en mayor concentración, y que en la parte baja es adecuada, debido a los procesos naturales de depuración y a los aportes de afluentes de buena calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

La cuenca del río Pánuco es el área que la Comisión Nacional del Agua ha denominado como región hidrológica (RH) número 26 Pánuco. El cauce principal que desemboca en la ciudad de Tampico, en los límites de Tamaulipas y Veracruz, está influenciado por las aguas residuales provenientes de la zona metropolitana del Valle de México (ZMVM). Estas aguas se conducen a los ríos Tula y Salado mediante obras de drenaje como el Tajo de Nochistongo, el Gran Canal del Desagüe, el túnel emisor poniente, el túnel emisor central y el túnel emisor oriente (inaugurado en diciembre de 2019). Estas obras, que desalojan también las aguas pluviales del Valle de México para evitar inundaciones, llegan a conducir un caudal de hasta $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en temporada de lluvias (Jiménez-Cisneros y Chávez-Mejía, 1997). En la zona del Valle del Mezquital, que forma parte del estado de Hidalgo, se reciben estas aguas residuales y se utilizan para el riego de cultivos agrícolas en los distritos de riego Tula, Alfajayucan y Ajacuba, que en total suman alrededor de 90 000 ha de superficie.

Del volumen total de agua que llega al Valle del Mezquital, una parte que se utiliza para el riego llega a los acuíferos. Otra cantidad se infiltra y se incorpora de manera subterránea al río Tula, y otra fracción llega de manera superficial a la corriente del río Tula. El río Tula continúa su recorrido hasta la presa Zimapán donde se une con el río San Juan. A partir de este punto la corriente continúa su recorrido con el nombre de río Moctezuma, que se adentra en la Sierra Madre Oriental y posteriormente cambia su nombre a río Pánuco cuando se le incorpora el río Tampaón, en los límites de los estados de San Luis Potosí y Veracruz. A lo largo de su recorrido, la corriente principal recibe varios afluentes que modifican la calidad del agua hasta su desembocadura en el Golfo de México (SEGOB, 2018).

El cauce principal de la cuenca atraviesa tres provincias fisiográficas con características definidas: el eje Neovolcánico, la Sierra Madre Oriental y la llanura costera del Golfo Norte. El eje Neovolcánico va desde el océano Pacífico, entre San Blas y Bahía de Banderas hasta el altiplano, cerca de Perote y Jalapa, Veracruz (Gómez-Tuena, Orozco y Ferrari, 2005). Dentro de esta provincia fisiográfica, el cauce atraviesa las subprovincias Lagos y Volcanes de Anáhuac y Llanuras y Sierras

de Querétaro e Hidalgo, que es donde se encuentran los distritos de riego Tula, Alfajayucan y Ajacuba. El cauce del río Moctezuma atraviesa la Sierra Madre Oriental, que es un macizo montañoso que emerge de la planicie costera del Golfo de México y se extiende hasta la parte central de Coahuila y Chihuahua, hasta la frontera norte de México (De Antuñano, Aranda y Marrett, 2000). El cauce atraviesa la subprovincia fisiográfica Carso Huasteco caracterizado por grandes áreas montañosas de pendientes abruptas. En la parte baja de la cuenca, el cauce llega a la Llanura Costera del Golfo Norte, con un total de recorrido de las aguas analizadas de 668 km desde el inicio del muestreo.

Muestreo y Análisis Físicos y Químicos de las Aguas

Se tomaron 24 muestras de agua a lo largo del Gran Canal del Desagüe, en la laguna de Zumpango, en el río Salado, en la presa Endhó, en la presa Zimapán, en diferentes puntos del río Moctezuma y en el río Pánuco. Desde el primer sitio de muestreo hasta el último, la longitud aproximada del cauce principal es de 668 km. Para obtener las coordenadas de localización se utilizó un sistema de posicionamiento global (GPS) con un receptor portátil marca Garmin eTrex 30x. El mapa fue creado con el software de procesamiento geoespacial ArcMap 10.3 (Esri, 2015) (Figura 1). El primer punto de muestreo está localizado en el Gran Canal Oriente, dentro del municipio de Zumpango, México, en las coordenadas 19.77471° N y -99.11817° O. El último punto de muestreo está localizado en el río Pánuco, en la ciudad de Pánuco, Veracruz, en las coordenadas 22.05977° N y -98.17704° Oeste.

Las muestras se colectaron en frascos de polipropileno que fueron lavados con una solución de HCl al 10% y agua destilada. Se consideró lo dispuesto por la norma NMX-AA-003-SCFI-2019 antes NMX-AA-003-1980 que establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas (SCFI, 2019). Los

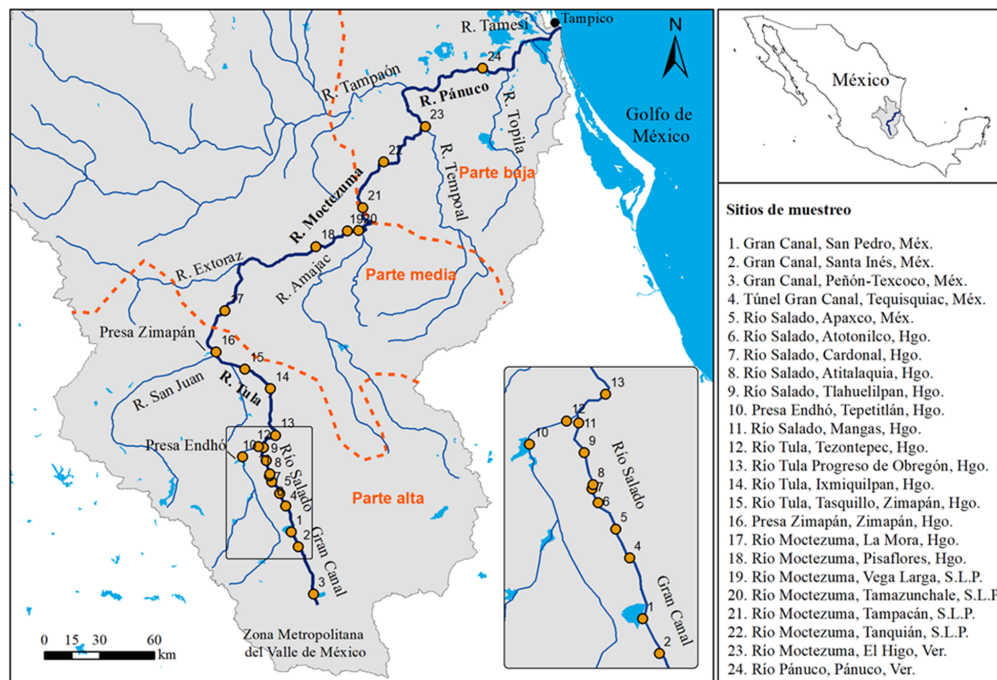


Figura 1. Sitios de muestreo en el cauce principal de la cuenca del río Pánuco.
Figure 1. Sampling sites in the main channel of the Pánuco river basin.

parámetros determinados fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), temperatura y los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} . La metodología para realizar estas determinaciones se obtuvo del manual standard methods for the examination of water and wastewater (Baird, Eaton y Rice, 2017), entre paréntesis se indica la sección del manual donde se encuentra cada uno de los procedimientos: el pH se determinó por potenciometría (4500-H+B); la conductividad eléctrica por conductimetría con puente de Wheastone y celda de vidrio (25108); Ca^{2+} y Mg^{2+} por volumetría, titulación con EDTA, eriocromo negro T como indicador de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ y murexida para solo Ca^{2+} (3500 Ca D); K^+ y Na^+ por flamometría (3500-Na y K, D); CO_3^{2-} por volumetría, titulación con ácido sulfúrico y fenolftaleína como indicador (2320 B); HCO_3^- por volumetría, titulación con ácido sulfúrico y como indicador anaranjado de metilo (2320 B); Cl^- por volumetría, titulación con nitrato de plata y como indicador cromato de potasio al 5% (4500-Cl B); SO_4^{2-} por turbidimetría con un espectrofotómetro Perkin Elmer 35 (4500-SO4 E).

Clasificación Hidrogeoquímica

Para la interpretación hidrogeoquímica del agua se utilizó el diagrama de Piper, creado mediante el programa de cómputo gratuito Qualigraf versión 1.17 (FUNCEME, 2015). Se ingresaron los valores de concentración de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} . El programa organiza los datos y arroja una clasificación de las aguas de acuerdo con la predominancia de los iones. Esta clasificación es útil para analizar el comportamiento y evolución del agua en un territorio determinado y a través del tiempo.

Relación de Adsorción de Sodio

La relación de adsorción de sodio (RAS) se utilizó junto con la CE para predecir los problemas de infiltración del agua en el suelo, por la presencia de sodio en cantidades elevadas, con respecto al calcio y el magnesio. La RAS fue calculada mediante tres ecuaciones propuestas por diferentes autores: RAS original (RAS_{or}), RAS ajustada (RAS_{aj}) y RAS corregida (RAS_{corr}). La RAS_{or} se originó como resultado de diversos estudios experimentales sobre el efecto del exceso de sodio sobre el calcio y el magnesio. La RAS_{aj} toma en cuenta la precipitación o disolución del carbonato de calcio, de acuerdo con la ecuación de Langelier (Bower, Wilcox, Akin y Keyes, 1965). En la RAS_{corr} se considera la cantidad de calcio que queda después de que este ion precipita por efectos de la CE y de la relación de $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ (Suárez, 1981).

$$\text{RAS}_{or} = \frac{C_{Na}}{\sqrt{(C_{Ca} + C_{Mg})/2}} \tag{1}$$

$$\text{RAS}_{aj} = \frac{C_{Na}}{\sqrt{(C_{Ca} + C_{Mg})/2}} [1.0 + (8.4 - pH_c)] \tag{2}$$

$$pH_c = (pk'_2 - pk'_c) + pCa + pAlk$$

$$\text{RAS}_{corr} = \frac{C_{Na}}{\sqrt{(C_{Ca^*} + C_{Mg})/2}} \tag{3}$$

En las tres ecuaciones, C se refiere a la concentración en meq L^{-1} de los iones Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . Para el cálculo de pH_c (de la Ecuación 2), que es el pH teórico que el agua alcanzaría si estuviera en equilibrio con el CaCO_3 , se utilizan las variables pk'_2 (logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del ácido carbónico,

H_2CO_3) y pK_c (producto de solubilidad del $CaCO_3$), ambos corregidos por la fuerza iónica. También se utilizaron las variables pCa (logaritmo negativo de la concentración molar de Ca) y $pAlk$ (logaritmo negativo de la concentración equivalente de la base titulable de CO_3^{2-} y HCO_3^-). Ca° de la Ecuación 3, se refiere a la concentración de calcio corregida por la salinidad del agua, por la concentración de iones de bicarbonato en relación con los iones de calcio (HCO_3^-/Ca^{2+}) y por la presión parcial del CO_2 ejercida en los primeros milímetros superficiales del suelo (Can-Chulim, Ortega, Sánchez y Cruz, 2014).

Relación Catiónica de la Estabilidad Estructural (CROSS)

Durante mucho tiempo se ha utilizado la relación de adsorción de sodio (RAS) como un parámetro para evaluar el peligro de sodicidad en el agua de riego y sus efectos perjudiciales en la permeabilidad del suelo. Aunque el orden decreciente de estos efectos ($Na^+ > K^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+}$) es ampliamente aceptado, el K^+ y el Mg^{2+} no se toman en cuenta, y, por consiguiente, se asume que no representan ningún peligro para la permeabilidad del suelo. Aunque la RAS no incluye al K^+ y asume que el Mg^{2+} es igual al Ca^{2+} , se ha demostrado que el K^+ puede influir en la estabilidad estructural del suelo y los efectos del Mg^{2+} pueden ser diferentes a los del Ca^{2+} (Rengasamy, 2018). Como resultado de trabajos de investigación de varios autores se llegó a una nueva ecuación que toma en cuenta los efectos del Na^+ y el K^+ como cationes dispersantes que disminuyen la permeabilidad del suelo, y los efectos del Mg^{2+} y el Ca^{2+} como cationes floculantes que mejoran la permeabilidad del suelo. A esta ecuación se le nombró relación catiónica de la estabilidad estructural (CROSS, por sus siglas en inglés). Esta ecuación fue ajustada por Oster, Sposito y Smith (2016), quienes propusieron una optimización de la ecuación y la llamaron CROSS optimizada (Ecuación 4).

$$CROSS_{opt} = \frac{(Na + 0.335(\pm 0.038)K)}{[(Ca + 0.0758(\pm 0.012)Mg)/2]^{0.5}} \quad (4)$$

$CROSS_{opt}$ se refiere a la optimización de la CROSS, donde la concentración de los cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) se expresan en miliequivalente por litro.

Además de las tres formulaciones de la RAS, se utilizó la $CROSS_{opt}$ para analizar el peligro de salinización y sodificación de las aguas del cauce principal de la cuenca del Pánuco.

Clasificación del Riesgo de Salinidad y Sodicidad

Richards (1974) utilizó una clasificación que relaciona los parámetros RAS y CE, y clasifica el agua de riego en cuatro categorías: agua con riesgo bajo de sodificación (S1), agua con riesgo medio (S2), agua con riesgo alto (S3) y agua con riesgo muy alto (S4). No se establecen valores de RAS para cada categoría porque el riesgo de sodificación depende también de la salinidad. El riesgo de salinización se clasifica de la siguiente forma: $< 250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ riesgo bajo, $250 - 750 \mu S \text{ cm}^{-1}$ riesgo medio, $750 - 2250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ riesgo alto y $> 2250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ riesgo muy alto. Se utilizaron los valores de RAS_{or} , RAS_{aj} , RAS_{corr} y $CROSS_{opt}$ para estimar el riesgo de salinización y sodificación del suelo por el uso de las aguas para el riego.

Análisis Estadístico de los Datos

Se utilizó el software estadístico R versión 4.1.0 (R Core Team, 2021) para hacer un análisis de varianza de todas las variables (concentración de iones) y pruebas de medias con el método de Tukey, de las variables que mostraron diferencias

significativas entre dos secciones del cauce principal: la parte alta de la cuenca que inicia en la autopista Peñón-Texcoco y concluye en la presa Zimapán, y la parte baja que inicia en el río Moctezuma en La Mora, y termina en el río Pánuco en la ciudad de Pánuco, Veracruz.

Para comprobar la exactitud de los datos se relacionaron algunos parámetros como la CE con la suma de iones, la CE con los sólidos totales disueltos, la concentración de los cationes con la concentración de los aniones. El análisis de estos parámetros se realizó con la calibración de un modelo lineal ajustado por el origen, con la técnica de análisis de regresión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH aporta información sobre los componentes y procesos químicos que ocurren en el agua tales como la precipitación y la disolución del CaCO_3 . La variación del pH en los 668 km de recorrido en el cauce fue de 6.9 a 8.6. Ayers y Westcot (1985) señalan que los valores más comunes en el agua de riego están entre 6.5-8.4. El valor de pH está relacionado con el PSI, cuando el PSI aumenta, el pH aumenta en un rango de 8.4 a 9.0, y se provoca la formación de carbonatos y bicarbonatos de sodio (López-García et al., 2016).

La salinidad determinada por la conductividad eléctrica (CE) indica que todas las muestras tienen valores mayores a $1\,000\ \mu\text{S cm}^{-1}$. Ayers y Westcot (1985) clasifican las aguas para riego en tres categorías de acuerdo con la CE: $< 700\ \mu\text{S cm}^{-1}$ sin restricción para el riego, 700 a $3\,000\ \mu\text{S cm}^{-1}$ restricción ligera a moderada y $> 3\,000\ \mu\text{S cm}^{-1}$ restricción es severa. Los mismos autores clasifican el agua en tres categorías de acuerdo con la concentración de sólidos totales disueltos (STD): $< 450\ \text{mg L}^{-1}$ sin ninguna restricción, 450 - $2\,000\ \text{mg L}^{-1}$ con restricción ligera a moderada y $> 2\,000\ \text{mg L}^{-1}$ con restricción severa. Ninguna de las muestras del cauce principal de la cuenca del río Pánuco es idónea para el riego de acuerdo con la CE y solamente tres muestras son idóneas de acuerdo con la concentración de STD (Figura 2).

Aunque en el 100% de los sitios de muestreo la restricción por CE es moderada, y en el 87.5% de los sitios de muestreo la restricción es moderada por STD, existe una tendencia de disminución en la concentración electrolítica a partir de la presa Zimapán, hasta el río Pánuco en la ciudad de Pánuco, como consecuencia de la

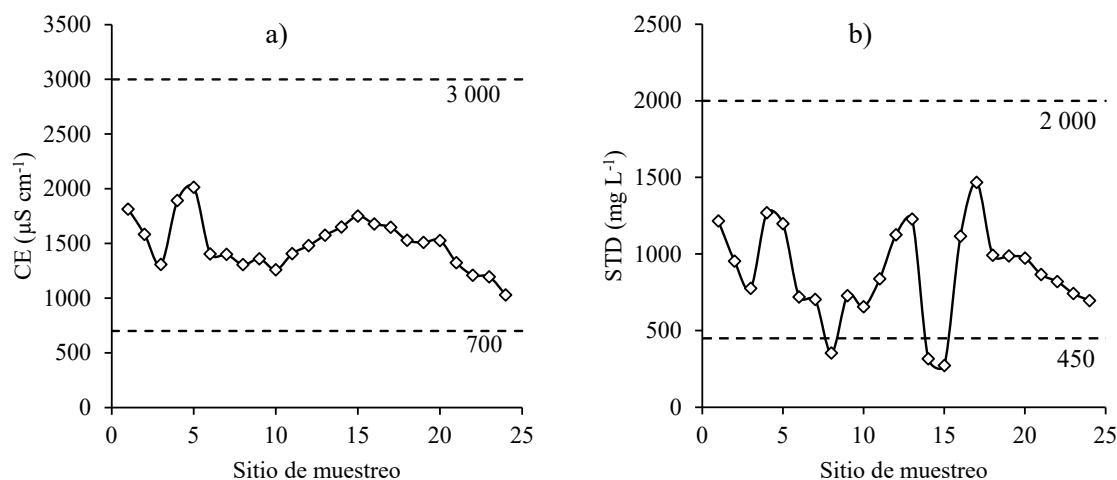


Figura 2. Clasificación de las muestras de agua de acuerdo con la conductividad eléctrica (a) y la concentración de sólidos totales disueltos (b).
Figure 2. Classification of water samples according to electrical conductivity (a) and concentration of total dissolved solids (b).

incorporación de afluentes con baja concentración. La presa Zimapán, que se encuentra al final del Valle del Mezquital, tiene concentración iónica elevada, debido a que en este embalse se acumula el agua que proviene del río Tula y el río San Juan; el segundo es un afluente contaminado con aguas residuales que recibe las descargas de las ciudades San Juan del Río y Tequisquiapan (Saldaña-Fabela, Díaz y Gutiérrez, 2011).

La salinidad en la solución del suelo es un factor decisivo que limita la productividad de los cultivos. En las regiones áridas y semiáridas este problema se intensifica debido a las altas tasas de evapotranspiración y escasa precipitación. De manera específica, los problemas que se generan en las plantas son estrés osmótico, toxicidad iónica, desequilibrios de nutrientes y deficiencia de agua (Zörb, Geilfus y Dietz, 2019). Un estudio del efecto de la salinidad en pastos, realizado por Sánchez-Bernal, Santos, Ortega, López y Camacho (2020), indicó que, al incrementar la conductividad eléctrica en las soluciones salinas, se redujo el porcentaje de emergencia, la altura y el diámetro del tallo, el número de hijuelos y el número de hojas. La CE mide la cantidad de sales disueltas en el agua, que es el equivalente a los sólidos inorgánicos. Los sólidos totales disueltos consideran tanto los sólidos orgánicos como los inorgánicos y en la medida en que la concentración de sólidos orgánicos aumenta, la correspondencia entre STD y CE es menor, como lo demuestran los sitios de muestreo 14 y 15 de la Figura 2b.

La determinación de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} permitió observar la concentración total electrolítica en cada sitio de muestreo, y además la concentración individual que permite observar los iones predominantes (Figura 3). La tendencia observada es de mayor concentración en la parte alta de la cuenca a menor concentración en la parte baja. Los iones predominantes fueron Na^+ , HCO_3^- y Cl^- en todo el cauce, pero con una reducción del 52%, 44% y 54%, respectivamente, entre el punto más alto (Gran Canal Oriente) y el más bajo (río Pánuco en Pánuco). Dos sitios de muestreo que sobresalen por su alta concentración son el 4 y el 5, localizados en el Gran Canal de Desagüe en Tequisquiapan y en el río Tula en Apaxco, respectivamente. La concentración elevada de manera anormal en estos sitios se atribuye a descargas puntuales de aguas residuales industriales. A partir de la presa Endhó se observa incremento en la concentración iónica hasta la presa Zimapán

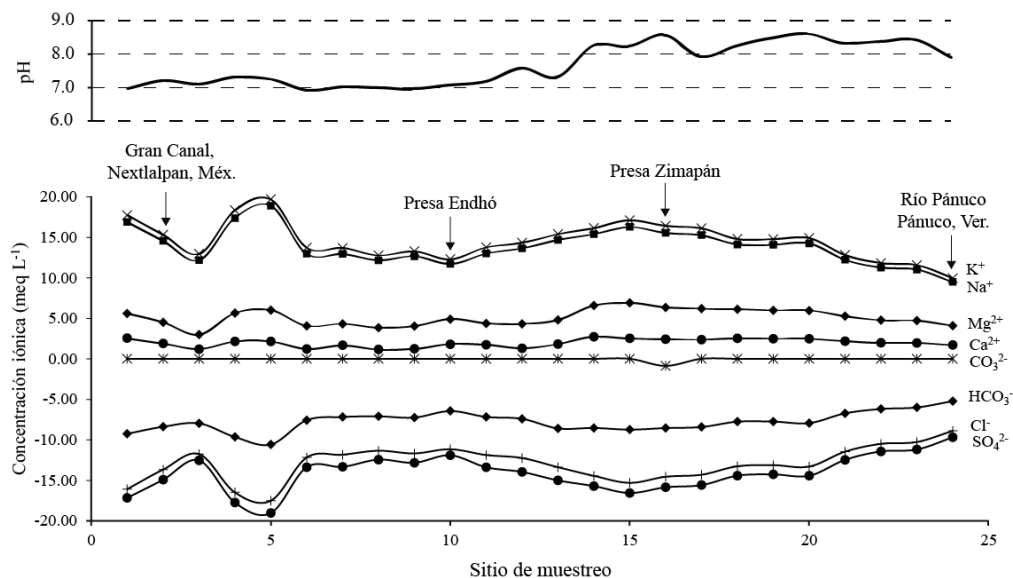


Figura 3. Concentración iónica de sitios muestreados a lo largo del cauce principal del río Pánuco.
Figure 3. Ionic concentration of sampled sites along the main channel of the Pánuco river.

donde la concentración desciende poco a poco hasta la ciudad de Pánuco. La presa Endhó recibe directamente las descargas de aguas residuales provenientes de la zona metropolitana del Valle de México (ZMVM) a través del túnel emisor central, que transporta un volumen aproximado de $120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Después de la presa Endhó se incorporan otras fuentes de agua como el Gran Canal de Desagüe y otras descargas puntuales de aguas residuales industriales que incrementan su concentración. Autores como López-García *et al.* (2016) y Pérez-Díaz *et al.* (2019) reportan de la misma manera concentraciones elevadas en la presa Zimapán, incluso más elevadas que otros puntos muestreados aguas arriba del cauce.

La clasificación hidrogeoquímica indica que todas las muestras pertenecen al tipo de aguas bicarbonatadas sódicas por la predominancia de los iones sodio y bicarbonato (Figura 4). Este tipo de aguas aumentan la sodicidad del suelo cuando se utilizan para el riego, dando lugar a una reducción de la estabilidad de los agregados, reducción de la porosidad y la conductividad hidráulica (Sione, Wilson, Lado y González, 2017). Los resultados de la clasificación coinciden con lo reportado por Pérez-Díaz *et al.* (2019) y López-García *et al.* (2016), quienes realizaron un estudio similar en presas, canales y ríos del Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo.

Mediante el análisis estadístico de la varianza, se buscaron diferencias significativas entre la parte alta y la parte baja de la cuenca. La parte alta (PA) abarca desde el punto localizado en la autopista Peñón-Textcoco hasta la presa Zimapán. La parte baja (PB) abarca desde el río Moctezuma en La Mora hasta el río Pánuco en la ciudad de Pánuco. Se encontraron diferencias significativas entre las variables Na^+ ($P = 0.0017$ y $F = 12.77$), HCO_3^- ($P = 0.0317$ y $F = 5.26$) y K^+ ($P = 0.0133$ y $F = 7.242$). La PA presentó una media de concentración de Na^+ de 9.47 y la PB de 7.31. La PA arrojó una media de concentración de HCO_3^- de 8.09 y la PB de 6.99. La PA arrojó una media de concentración de K^+ de 0.77 y la PB de 0.65. Estos valores son congruentes con la clasificación hidrogeoquímica del tipo de aguas, en donde se encontró que las aguas son del tipo bicarbonatadas sódicas, especialmente en la parte alta de la cuenca.

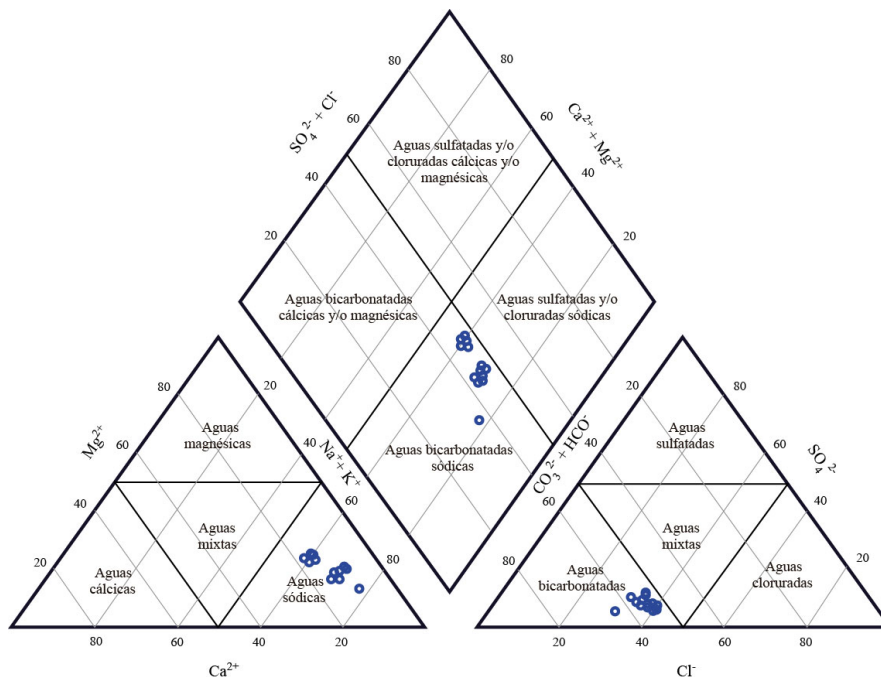


Figura 4. Clasificación hidrogeoquímica del cauce de la cuenca del río Pánuco.
Figure 4. Hydrogeochemical classification of the channel Pánuco river basin.

La RAS fue calculada utilizando tres formulaciones (RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr}), pero también se calculó la CROSS, que se puede considerar una variante de la ecuación original de la RAS. Por eso se compara con los otros valores de RAS y se le asigna la nomenclatura $CROSS_{opt}$ en la Figura 5. En general se observa la misma tendencia que en los demás indicadores: altos valores de RAS a mayor altitud y una disminución paulatina a medida que el cauce se acerca a la desembocadura. Es importante analizar las variaciones en las cuatro formulaciones de la relación de adsorción de sodio, y observar que la RAS_{or} presenta los valores más bajos y la RAS_{aj} los valores más altos. Por otra parte, la ecuación de la $CROSS_{opt}$ que considera al potasio presentó valores más altos que la RAS_{or} y la RAS_{corr} , pero inferiores a la RAS_{aj} . En algunos sitios de muestreo la $CROSS_{opt}$ fue superior a la RAS_{aj} y esto se atribuye a que las aguas muestreadas en estos sitios contienen mayor concentración de potasio. El potasio en alta concentración en las aguas residuales puede provenir de productos de limpieza y de desechos provenientes de la industria azucarera o vinícola (Liang, Rengasamy, Smernik y Mosley, 2021). Esta alta cantidad de potasio tiene efectos similares al sodio en la estructura del suelo. La determinación de la RAS y del porcentaje de sodio intercambiable con las diferentes ecuaciones es altamente recomendable para diseñar las dosis apropiadas de mejoradores químicos con fuente de calcio, especialmente en zonas tan heterogéneas como la cuenca del Pánuco. Cuando el agua residual tiene alta concentración de potasio es recomendable aplicar la ecuación de la $CROSS_{opt}$.

Los valores de la RAS estimados con las diferentes ecuaciones se utilizaron para clasificar el agua tomando en cuenta la CE y la RAS (Richards, 1974). Cuando se utilizaron los valores de RAS_{or} se obtuvo el 50% de los sitios de muestreo con la clasificación C3S2 (riesgo alto de salinidad y riesgo moderado de sodicidad) y el 50% con la clasificación C3S1 (riesgo alto de salinidad y riesgo bajo de sodicidad). Con la RAS_{aj} se obtuvo el 25% de los sitios de muestreo con la clasificación C3S3 (riesgo alto de salinidad y riesgo alto de sodicidad) y el 75% con la clasificación C3S2 (riesgo alto de salinidad y riesgo medio de sodicidad). Con la RAS_{corr} se obtuvo el 71% de las muestras con la clasificación C3S2 (riesgo alto de salinidad y riesgo medio de sodicidad) y el 29% con la clasificación C3S1 (riesgo alto de salinidad y riesgo bajo de sodicidad). Con la $CROSS_{opt}$ se obtuvo el 79% de las muestras con la clasificación C3S2 (riesgo alto de salinidad y riesgo medio de sodicidad), el 4% con C3S1 (riesgo alto de salinidad y riesgo bajo de sodicidad) y 17% de las muestras con

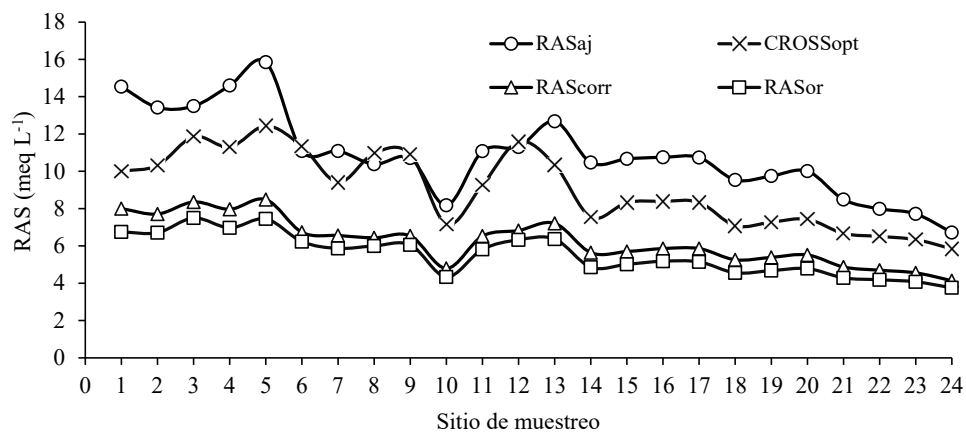


Figura 5. Valores de relación de adsorción de sodio estimada con diferentes ecuaciones.
Figure 5. Sodium adsorption ratio values estimated with different equations.

C3S3 (riesgo alto de salinidad con riesgo alto de sodicidad). En la Figura 6 se puede observar la clasificación de cada una de las muestras con las 4 ecuaciones. Los sitios de muestreo que presentan mayor riesgo de salinidad y sodicidad se encuentran en la parte alta de la cuenca, antes de llegar a la presa Zimapán.

Carbonato de Sodio Residual

El carbonato de sodio residual (CSR) en el agua se refiere a la cantidad de carbonatos y bicarbonatos en meq L⁻¹, que exceden a la concentración de calcio y magnesio. Debido a ello, en algunos estudios donde el agua contiene una concentración de (Ca²⁺ + Mg²⁺) superior a la concentración de (CO₃²⁻ + HCO₃⁻) los valores de CSR son negativos (Mancilla-Villa *et al.*, 2021). Los criterios para clasificar el agua con base en el CSR son: < 1.5 meq L⁻¹ buena calidad, 1.5 - 2.5 meq L⁻¹ condicionada para el riego y > 2.5 meq L⁻¹ no recomendable (Deshpande y Aher, 2012).

El índice CSR en la zona de estudio muestra una tendencia de disminución de sus valores desde la parte alta de la cuenca hasta la zona baja (Figura 7). El 50% de los sitios de muestreo son clasificados como "no recomendable" para el riego por los valores altos de CSR que superan 2.5 meq L⁻¹. Estos sitios se encuentran en la parte alta de la cuenca, antes de llegar a la presa Zimapán. En la presa Zimapán que se toma como referencia, el valor de CSR entra en la categoría de calidad "condicionada". Después de este punto ningún sitio de muestreo entra en la categoría "no recomendable". El 46% de las muestras se clasifica como calidad condicionada y solamente un sitio de muestreo localizado en el río Pánuco en la ciudad de Pánuco, Veracruz, se clasifica como "buena" para el riego. Estos valores son congruentes con los publicados por López-García *et al.*, 2016, quienes encontraron el 92% de las muestras tomadas en la parte alta de la cuenca del Pánuco, con alguna condicionante para el riego de acuerdo con el índice de CSR. Cuando el agua tiene valores altos de CSR y se utiliza de manera prolongada para el riego, el sodio se acumula en suelo, lo que puede provocar toxicidad para las plantas y pérdida de infiltración del agua en el suelo por el efecto dispersante del sodio.

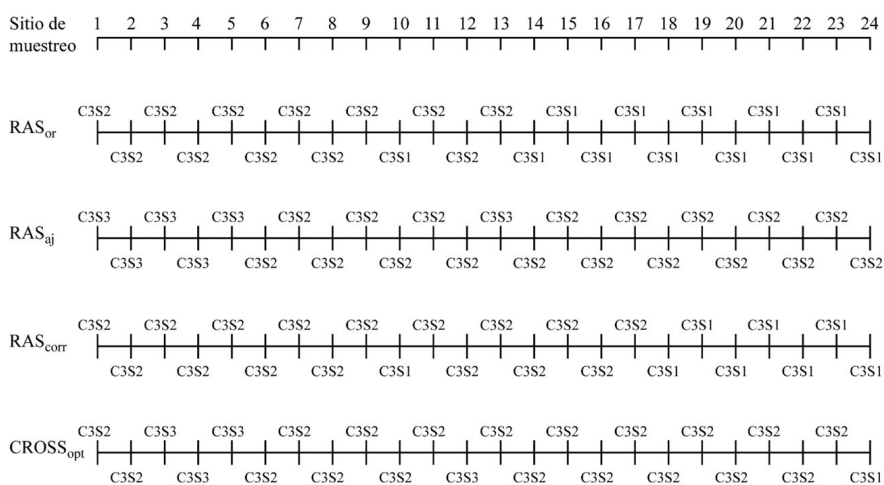


Figura 6. Clasificación del agua para cada sitio de muestreo, de acuerdo con la conductividad eléctrica y cuatro tipos de relación de adsorción de sodio.
Figure 6. Water classification for each sampling site, according to electrical conductivity and four types of sodium adsorption ratio.

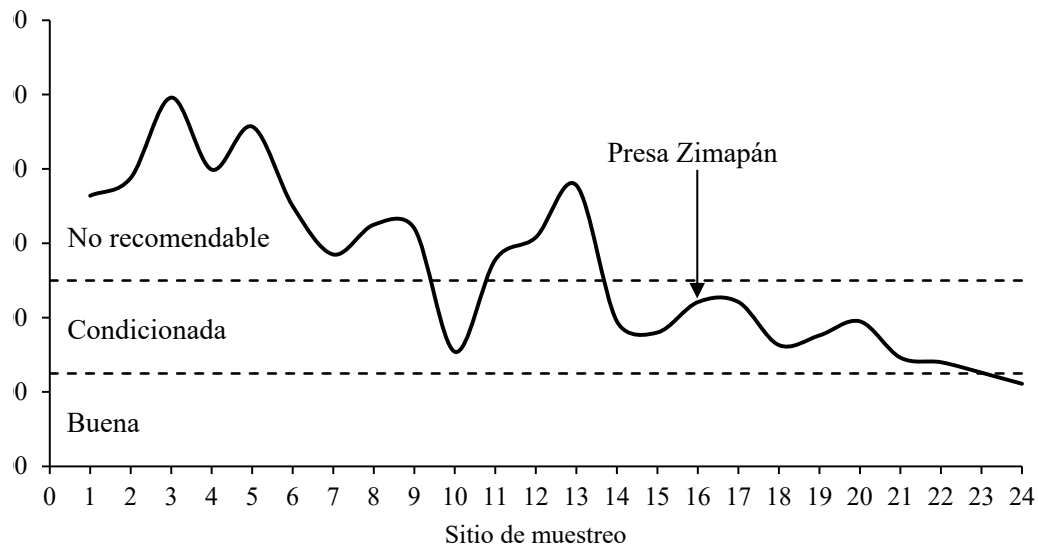


Figura 7. Clasificación de las aguas del cauce principal de la cuenca del Pánuco, de acuerdo con el índice carbonato de sodio residual.

Figure 7. Water classification of the main channel Pánuco basin, according to the residual sodium carbonate index.

CONCLUSIONES

Con los índices utilizados para la evaluación de la calidad del agua, se observó una evolución de la calidad química a lo largo de los 668 km evaluados, desde el punto más alto en el Gran Canal del Desagüe hasta la ciudad de Pánuco, que se encuentra cerca de la desembocadura en el Golfo de México. La presa Zimapán, que se encuentra a una altura de 1550 m de altitud es un punto de referencia, los sitios muestreados a menores altitudes presentaron riesgos de sodicidad más bajos, debido a que disminuyó la relación de adsorción de sodio. La calidad del agua mejora en la parte media y baja de la cuenca por el aporte de afluentes de mejor calidad como los ríos Tampaón, Tempoal y Amajac. De cualquier manera, a lo largo de todo el cauce las concentraciones iónicas son elevadas y los índices CSR, CE y STD determinan que el agua no tiene calidad idónea para el riego agrícola. En el caso específica de la CE, ninguna muestra presenta valores menores a $750 \mu\text{S cm}^{-1}$. Mediante el índice del CSR, el punto más bajo de todos sitios de muestreo presenta calidad idónea para el riego, porque su valor es de 1.11 miliequivalentes por litro.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Todos los datos generados o analizados durante este estudio se incluyen en este artículo publicado y sus archivos de información complementaria.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FONDOS

No aplicable.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: J.U.A.R. y H.M.O.E. Metodología: J.U.A.R., H.M.O.E. y E.I.S.B. Software: J.U.A.R. y O.R.M.V. Validación: A.K.G., I.M.S. y E.I.S.B. Análisis formal: J.U.A.R., H.M.O.E. y A.K.G. Investigación: J.U.A.R. y H.M.O.E. Recursos: H.M.O.E. Curación de datos: I.M.S. y H.M.O.E. Escritura: preparación del borrador original, J.U.A.R.; escritura: revisión y edición, J.U.A.R., H.M.O.E., I.M.S. y O-R.M.V. Visualización: E.I.S.B. Supervisión: E.I.S.B. y A.K.G. Administración del proyecto: H.M.O.E. Adquisición de fondos: H.M.O.E.

AGRADECIMIENTOS

No aplicable.

LITERATURA CITADA

- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29. Roma, Italy: FAO. ISBN: 92-5-102263-1
- Baird, R. B., Eaton, A. D., & Rice, E. W. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23 edition. Washington, DC, USA: APHA. ISBN: 978-087553-287-5
- Bower, C. A., Wilcox, L. V., Akin, G. W., & Keyes, M. G. (1965). An index of the tendency of CaCO_3 to precipitation from irrigation waters. *Soil Science Society of America Proceedings*, 29(1), 91-92.
- Camacho-Ballesteros, A., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., & Can-Chulim, A. (2020). Indicadores de calidad físico química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana Número Especial*, 38(2), 361-375. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.610>
- Can-Chulim, A., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., & Cruz-Crespo, E. (2014). Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(5), 77-96.
- De Antuñano, S. E., Aranda-García, M., & Marrett, R. (2000). Tectónica de la Sierra Madre Oriental, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 53(1), 1-26.
- Deshpande, S. M., & Aher, K. R. (2012). Evaluation of groundwater quality and its suitability for drinking and agriculture use in parts of Vaijapur, District Aurangabad, MS, India. *Research Journal of Chemical Sciences*, 2(1), 25-31.
- Esri (2015). *ArcGIS Desktop: Release 10.3*. Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute.
- FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos). (2015). *Qualigraf Versión 1.17 User's Guide*. Fortaleza, CE, Brasil: FUNCEME.
- García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales. Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional*, 29(54), 1-34. <https://dx.doi.org/10.24836/es.v29i54.741>
- Gómez-Tuena, A., Orozco-Esquivel, M. T., & Ferrari, L. (2005). Petrogénesis ígnea de la Faja Volcánica Transmexicana. *Boletín de la Sociedad Geológica de México*, 57(3), 227-285.
- Jiménez-Cisneros, B., & Chávez-Mejía A. (1997). Treatment of Mexico City wastewater for irrigation purpose. *Environmental Technology*, 18, 721-730.
- Liang, X., Rengasamy, P., Smernik, R., & Mosley, L. M. (2021). Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability? *Agricultural Water Management*, 243, 106422. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106422>
- 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.
- Mancilla-Villa, O. R., Anzaldo-Cortés, B. N., Guevara-Gutiérrez, R. D., Hernández-Vargas, O., Palomera-García, C., Figueroa-González, Y., ... Mendoza-Saldivar, I. (2021). Calidad del agua subterránea para uso agrícola en Zacoalco de Torres y Autlán de Navarro, México. *Terra Latinoamericana*, 39, 1-12. <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.745>
- Muyen, Z., Moore, G. A., & Wrigley, R. J. (2011). Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management*, 99(1), 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.07.021>

- Oster, J. D., Sposito, G., & Smith, C. (2016). Accounting for potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. *California Agriculture*, 70(2), 71-76. <https://doi.org/10.3733/ca.v070n02p71>
- Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, Á., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo. *Acta Universitaria*, 29, 1-21. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2117>
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rengasamy, P. (2018). Irrigation water quality and soil structural stability: A perspective with some new insights. *Agronomy*, 8(5), 1-13. <https://doi.org/10.3390/agronomy8050072>
- Richards, L. A. (1974). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Distrito Federal, México: Limusa. ISBN: 968180306X.
- Saldaña-Fabela, M. D. P., Díaz-Pardo, E., & Gutiérrez-Hernández, A. (2011). Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, cuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(3), 115-126.
- Sánchez-Bernal, E. I., Sandoval-Orozco, G., Camacho-Escobar, M. A., Valdés-Martínez, F., Rodríguez-León, A., & Ortega-Escobar, H. M. (2014). Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Ciencia y Sociedad*, 1(2), 27-41.
- Sánchez-Bernal, E. I., Santos-Jerónimo, S., Ortega-Escobar, H. M., López-Garrido, S. J., & Camacho-Escobar, M. A. (2020). Crecimiento de los pastos Cayman y Cobra en diferentes niveles salinos de NaCl, en invernadero. *Terra Latinoamericana*, 38(2), 391-401. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.613>
- SCFI (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). (2019). Norma Oficial Mexicana NMX-AA-003-SCFI-2019 Antes NMX-AA-003-1980. Que establece el análisis de agua-muestreo de aguas residuales y residuales tratadas. *Diario Oficial de la Federación*. Ciudad de México, México: SEGOB.
- SEGOB (Secretaría de Gobernación). (2018). ACUERDO por el que se dan a conocer los resultados del estudio técnico de las aguas nacionales superficiales en las cuencas hidrológicas Arroyo Zarco, Río Ñadó, Río Galindo, ... Río Tamesí, Río Moctezuma 5, Río Chicayán 1, Río Chicayán 2, Río Pánuco 1, Arroyo Tamacuil o La Llave y Río Pánuco 2, mismas que forman parte de la subregión hidrológica Río Pánuco de la Región Hidrológica número 26 Pánuco. *Diario Oficial de la Federación*. Ciudad de México, México: SEGOB.
- Sione, S. M. J., Wilson, M. G., Lado, M., & González, A. P. (2017). Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. *Catena*, 150, 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.011>
- Suárez, 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. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030005x>
- Trabelsi, R., & Zouari, K. (2019). Coupled geochemical modeling and multivariate statistical analysis approach for the assessment of groundwater quality in irrigated areas: A study from North Eastern of Tunisia. *Groundwater for Sustainable Development*, 8, 417-427. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.01.006>
- Zaman, M., Shahid, S. A., & Heng, L. (2018). Irrigation Water Quality. In: M. Zaman, S. A. Shahid, & L. Heng (Eds.). *Guideline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques*. (pp. 113-131). Cham, Switzerland: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96190-3_5
- Zörb, C., Geilfus, C. M., & Dietz, K. J. (2019). Salinity and crop yield. *Plant biology*, 21(1), 31-38. <https://doi.org/10.1111/plb.12884>