



**COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS**

**CAMPUS MONTECILLO**

**POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS**

**ÍNDICES DE SALINIDAD Y CALIDAD DE LAS AGUAS  
SUPERFICIALES DE TLAXCALA, PUEBLA Y VERACRUZ**

**OSCAR RAÚL MANCILLA VILLA**

**T E S I S**  
**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL**  
**PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**DOCTOR EN CIENCIAS**

**MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO**

2012

La presente tesis titulada: **Índices de salinidad y calidad de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz**, realizada por el alumno: **Oscar Raúl Mancilla Villa**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS  
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO

  
DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR

  
DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

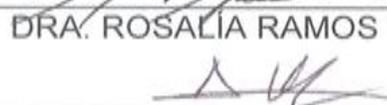
ASESOR

  
DR. EBANDRO USCANGA MORTERA

ASESORA

  
DRA. ROSALÍA RAMOS BELLO

ASESORA

  
DRA. AMADA LAURA REYES ORTIGOZA

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Junio de 2012

# ÍNDICES DE SALINIDAD Y CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE TLAXCALA, PUEBLA Y VERACRUZ

Oscar Raúl Mancilla Villa, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2012

## RESUMEN

En la actualidad se utiliza prácticamente toda agua disponible para satisfacer los requerimientos de humedad en diferentes cultivos que se explotan activamente en agricultura de riego, utilizándose aguas superficiales y subterráneas de variada composición química y concentración de sales. En Tlaxcala, Puebla y Veracruz son irrigadas más de 1 022 000 ha con diversos cultivos, otros usos del agua son la industria, la geotermia, la acuicultura y la recreación. Para conocer las características fisicoquímicas de estas aguas, se llevó a cabo una investigación de tipo observacional, prospectiva, transversal y descriptiva, con recorridos científicos y muestreos de agua en 2009, 2010 y 2011, con 548 muestras totales. En cada muestra de agua se realizaron 26 determinaciones físico-químicas; pH, temperatura, CE, 12 iones ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , B,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SiO}_2$ ), RSE y PO, metales pesados y microelementos (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn). Con las 14 248 determinaciones se clasificaron las aguas cualitativa y cuantitativamente, con base en la cantidad y el tipo de sales disueltas en éstas. Se realizó un experimento de reconcentración de sales mediante evaporación de agua de tres sitios, con los valores de la evaporación se estimó la vía evolutiva geoquímica que siguen las aguas analizadas. Desde la perspectiva agrícola, por asociación de variables físico-químicas específicas determinadas en aguas, como RAS, PSI y CSR, se hace inferencia sobre los niveles de sodio intercambiable en los suelos, además de establecer efectos cuantitativos de las concentraciones iónicas en los cultivos. La mayoría de las aguas fueron bicarbonatadas-cálcico-magnésicas, presentaron concentraciones iónicas medias y bajas, considerándose recomendables para riego. El contenido de metales pesados no excedió los límites permisibles. La vía geoquímica que siguen las aguas es la vía alcalina bicarbonatada.

*Palabras clave: RAS, PSI, riego, metales pesados, vía evolutiva geoquímica.*

# SALINITY INDEXES AND SURFACE WATER QUALITY OF TLAXCALA, PUEBLA AND VERACRUZ

Oscar Raúl Mancilla Villa, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2012

## ABSTRACT

Currently all water available is practically used to meet the moisture requirements of different crops that are grown intensively in irrigation agriculture using surface and underground water of varying chemical composition and concentration of salts. In Tlaxcala, Puebla and Veracruz over 1 022 000 ha with various crops are irrigated, other water uses are for industrial, geothermal, aqua-cultural and recreational purposes. To know the physicochemical characteristics of these waters, an observational, prospective, transversal and descriptive research was carried out, with scientific tours and water samples in 2009, 2010 and 2011, with 548 total samples. In each water sample 26 physicochemical determinations were performed; pH, temperature, EC, 12 ions ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{B}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SiO}_2$ ), TSD y OP, heavy metals and microelements (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn). With the 14 248 determinations waters were classified qualitatively and quantitatively, based on the amount and type of salts dissolved in them. An experiment of re-concentration of salts by evaporation of water from three sites was conducted, with the values of the evaporation it was estimated the geochemical evolutionary path that water analyzed follows. From the agricultural perspective, by association of specific physicochemical variables determined in waters, such as SAR, ESP, and RSC inference was made about the levels of exchangeable sodium in soils, in addition to establishing quantitative effects of ion concentrations on crops. Most waters were calcium-magnesium-bicarbonate, showed medium and low ionic concentrations, considered recommendable for irrigation. The content of heavy metals did not exceed permissible limits. The geochemical path that waters follow is the alkaline bicarbonate path.

*Keywords: SAR, ESP, irrigation, heavy metals, geochemical evolutionary path.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para realizar este estudio de doctorado.

Al Colegio de Postgraduados, por las facilidades brindadas para desarrollar la investigación de doctorado, que generó la presente tesis.

Al Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por la dirección de la investigación y sobre todo, por sus enseñanzas y gran amistad.

Al consejo particular: Dr. Carlos Ramírez Ayala, Dr. Ebandro Uscanga Mortera, Dra. Amada Laura Reyes Ortigoza y Dra. Rosalía Ramos Bello, por sus exhaustivas revisiones y recomendaciones para mejorar la presentación escrita de esta investigación.

A Ana Laura Bautista Olivas, gracias por tu motivación.

A la Familia Mancilla Villa, mis papás y mis hermanos, por exhortarme a seguir estudiando.

A la Familia Bautista Olivas, gracias por su apoyo y amabilidad.

A la Familia Segura Buendía, por su apoyo, amabilidad y amistad sincera compartidos durante estos años.

A la Familia Uribe Verbera, por su apoyo y gran amistad.

Al personal del Centro de Documentación y Biblioteca; al personal del Laboratorio de Ciencias Ambientales; al personal de Servicios Académicos; a la señora Amalia Sosa.

A mis amigos, compañeros y familiares, gracias por sus palabras de aliento.

**"Gracias a los sueños, al trabajo y a las verdades"**

## CONTENIDO

	Página
1. INTRODUCCIÓN -----	1
2. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN -----	4
3. OBJETIVOS-----	4
4. HIPÓTESIS -----	5
5. REVISIÓN DE LITERATURA -----	6
5.1 El agua y su distribución-----	6
5.2 Distribución en el planeta-----	6
5.3 Usos del agua en México-----	7
5.4 Uso de agua residual -----	7
5.5 Origen de las sales solubles en las aguas naturales -----	8
5.6 Composición química de las aguas-----	10
5.7 Procesos de acumulación de sales en los suelos y columnas litológicas -----	11
5.8 Sales solubles en aguas superficiales, subterráneas y freáticas -----	11
5.8.1 Sales del ácido carbónico -----	11
5.8.2 Sales del ácido sulfúrico-----	13
5.8.3 Sales del ácido clorhídrico -----	14
5.9 Composición química de las aguas de pozos y aguas superficiales -----	15
5.10 Aguas superficiales de diferentes partes del mundo-----	17
5.11 Calidad del agua de riego -----	24
5.12 Criterios a evaluarse en las aguas para riego -----	25
5.13 Criterios de salinidad -----	28
5.13.1 Conductividad eléctrica -----	28
5.13.2 Presión osmótica -----	29

5.14	Criterios de sodicidad -----	31
5.14.1	Relación funcional por ciento de sodio intercambiable-relación adsorción de sodio (PSI-RAS) -----	34
5.14.2	Ecuación de intercambio catiónico de Gapon -----	35
5.14.3	Relación de adsorción de sodio original o explícito -----	37
5.14.4	Relación de adsorción de sodio ajustado -----	38
5.14.5	Relación de adsorción de sodio corregido -----	41
5.14.6	Índice de salinidad efectiva -----	44
5.14.7	Índice de salinidad potencial -----	45
5.14.8	Problemas de infiltración en suelos bajo riego -----	45
5.14.9	Carbonato de sodio residual -----	48
5.15	Criterios de toxicidad -----	49
5.15.1	Sodio -----	50
5.15.2	Cloro -----	50
5.15.3	Boro -----	51
5.15.4	Fosfatos -----	52
5.15.5	Sulfatos -----	52
5.15.6	Nitratos -----	53
5.15.7	Silicio -----	53
5.16	Clasificación hidrogeoquímica -----	53
5.17	Elementos pesados -----	56
5.17.1	Arsénico -----	56
5.17.2	Cadmio -----	57
5.17.3	Cobre -----	57
5.17.4	Plomo -----	58
5.17.5	Zinc -----	58
5.17.6	Níquel -----	59
5.17.7	Mercurio -----	59
5.17.8	Cromo -----	60

5.18	Vías evolutivas de las aguas de cierta concentración de un manantial de Salinas Chiquitas de Zapotitlán, lagos-cráter Alchichíca y Atexcac estado de Puebla -----	61
6.	MATERIALES Y MÉTODOS -----	63
6.1	Ubicación de la zona de estudio-----	63
6.2	Marco físico -----	63
6.3	Geología -----	64
6.3.1	Geología de Tlaxcala -----	64
6.3.2	Geología de Puebla-----	65
6.3.3	Geología de Veracruz -----	65
6.4	Ubicación y geología de los lagos-cráter Alchichíca y Atexcac y Zapotitlán Salinas Puebla -----	66
6.5	Hidrografía-----	71
6.5.1	Hidrografía de Tlaxcala -----	71
6.5.2	Hidrografía de Puebla -----	71
6.5.3	Hidrografía de Veracruz -----	72
6.6	Muestreo -----	73
6.7	Métodos-----	74
6.8	Comprobación de resultados sobre análisis químicos de las aguas -----	77
6.8.1	Balance de cationes y aniones -----	77
6.8.2	Conductividad eléctrica medida = conductividad eléctrica calculada-----	77
6.8.3	Conductividad eléctrica medida y la suma de iones -----	78
6.8.4	Sólidos totales disueltos medidos = sólidos disueltos totales calculados -----	78
6.9	Análisis estadístico de datos (asociación de variables) -----	78
6.9.1	Sólidos totales disueltos medidos a un rango de conductividad eléctrica-----	79
6.10	Evaporación de las aguas del manantial Salinas de Zapotitlán, Puebla, y los lagos cráter Alchichíca y Atexcac -----	80
7.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN -----	82

7.1	Localización geográfica de las estaciones de muestreo en la zona de estudio-----	83
7.2	Relaciones iónicas de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz-----	104
7.3	Distribución de cationes y aniones de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz-----	107
7.4	Distribución de concentraciones: Conductividad eléctrica expresada en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y concentración de cationes expresada en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ -----	111
7.5	Clasificación de las aguas con base en su salinidad -----	113
7.5.1	Relación entre las conductividades eléctricas determinadas teóricamente y las conductividades eléctricas determinadas experimentalmente -----	113
7.5.2	Relación de los $\text{mg L}^{-1}$ (STD) analíticos con respecto a la CE expresada en $\mu\text{S cm}^{-1}$ -----	116
7.5.3	Relación de la presión osmótica (atm) con respecto a la CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) -----	118
7.5.4	Relación de la suma de cationes y de aniones ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) con la conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz-----	120
7.5.5	Relación de $\text{mmol-ión L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz -----	122
7.5.6	Índice de salinidad efectiva -----	123
7.5.7	Índice de salinidad potencial-----	124
7.6	Clasificación de las aguas superficiales con base en la sodicidad-----	133
7.6.1	Por ciento de sodio intercambiable-relación adsorción de sodio (PSI-RAS) --	133
7.6.2	Clasificación de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de acuerdo con Richards (1973)-----	136
7.6.3	Clasificación de las aguas superficiales con base en el riesgo de disminución de la infiltración-----	148
7.6.4	Carbonato de Sodio Residual en las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz-----	152

7.7	Contenido de fósforo, nitrógeno, boro y silicio en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz -----	154
7.7.1	El fósforo-----	154
7.7.2	El nitrógeno -----	156
7.7.3	El boro -----	158
7.7.4	El silicio (SiO <sub>2</sub> )-----	160
7.8	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz-----	162
7.9	Concentración de metales pesados en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz -----	175
7.10	Vías evolutivas geoquímicas de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz-----	181
7.11	Variaciones de las sales hipotéticas de las aguas salinas de los lagos-cráter de Alchichica, Atexcac y de un manantial de Zapotitlán Salinas, Puebla -----	190
8.	CONCLUSIONES -----	210
9.	RECOMENDACIONES -----	212
10.	LITERATURA CITADA-----	213
11.	ANEXO FOTOGRÁFICO-----	238

## ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Usos Consuntivos y su fuente de extracción (CONAGUA, 2007). -----	7
Cuadro 2. Solubilidad del carbonato de magnesio en agua a una temperatura de 18 °C, para diferentes presiones parciales de CO <sub>2</sub> . -----	12
Cuadro 3. Solubilidad del carbonato de calcio de acuerdo con la cantidad del CO <sub>2</sub> en el aire, a una temperatura de 16°C. -----	12
Cuadro 4. Solubilidad del carbonato de calcio con una presión parcial de CO <sub>2</sub> de 0.00032 atm. -----	13
Cuadro 5. Características químicas de los extractos de saturación de suelos salinos y sódicos, aguas de pozos y aguas de ríos que han sido analizados por el laboratorio de salinidad de los EUA. -----	16
Cuadro 6. Calidad de las aguas superficiales (ríos y pozos), que son utilizadas para riego. -----	21
Cuadro 7. Composición química de algunas aguas fluviales usadas para riego en el oeste de los Estados Unidos de América. -----	22
Cuadro 8. Análisis químico de las aguas de riego de varias fuentes en Kinnaur región de Himalachal, Pradesh, India. -----	23
Cuadro 9. Lineamientos para evaluar la calidad del agua para riego. -----	27
Cuadro 10. Concentración de calcio (Ca <sup>o</sup> ) en el agua del suelo, contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /Ca <sup>2+</sup> y conductividad eléctrica del agua de riego (CE)a. -----	43
Cuadro 11. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad efectiva. -----	45

Cuadro 12.	Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial.-----	45
Cuadro 13.	Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el carbonato de sodio residual.-----	49
Cuadro 14.	Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a su contenido de cloruros.-----	51
Cuadro 15.	Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el contenido de Boro mg L <sup>-1</sup> .-----	52
Cuadro 16.	Características morfométricas generales de los lagos-cráter de Puebla. -----	67
Cuadro 17.	Determinaciones físico-químicas para aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.-----	74
Cuadro 18.	Límites máximos permisibles para metales pesados. -----	76
Cuadro 19.	Porcentaje aceptable de la diferencia en la suma de aniones y cationes contenidos en el agua para riego.-----	77
Cuadro 20.	Localización de las estaciones de muestreo de otoño de 2009, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. -----	84
Cuadro 21.	Concentración iónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz otoño 2009. -----	87
Cuadro 22.	Localización de las zonas de muestreo otoño de 2010, de las aguas superficiales de Tlaxcala Puebla y Veracruz-----	92
Cuadro 23.	Concentración iónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz otoño de 2010. -----	95
Cuadro 24.	Localización de las zonas de muestreo de otoño de 2011. -----	100
Cuadro 25.	Concentración iónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, otoño de 2011. -----	101

Cuadro 26.	Número de muestras de los muestreos 2009, 2010 y 2011, que corresponden a los diferentes tipos de quimismo.-----	106
Cuadro 27.	Límites de concentración de distintos parámetros que establecen directrices para interpretar la calidad del agua de riego para cultivos en aguas de estaciones de muestreo.-----	110
Cuadro 28.	Límites geoquímicos de predominancia de diferentes iones en las aguas superficiales de los recorridos de 2009, 2010 y 2011.-----	110
Cuadro 29.	Valores teóricos de la conductividad eléctrica de los iones que generalmente se encuentran en las aguas naturales.-----	114
Cuadro 30.	Clasificación de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva.-----	123
Cuadro 31.	Clasificación de las aguas muestreadas en Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en 2009, 2010 y 2011, de acuerdo con el índice de salinidad potencial.-----	125
Cuadro 32.	Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial, en el muestreo de 2009.-----	126
Cuadro 33.	Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial, en el muestreo de 2010.-----	129
Cuadro 34.	Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial, en el muestreo de 2011.-----	132
Cuadro 35.	Valores de las distintas formulaciones de las RAS, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009.-----	136

Cuadro 36.	Valores de las distintas formulaciones de RAS, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2010. -----	139
Cuadro 37.	Valores de las distintas formulaciones de RAS, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2011. -----	142
Cuadro 38.	Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con el diagrama de Richards (1973).-----	143
Cuadro 39.	Abundancia del nitrógeno en la biósfera. -----	156
Cuadro 40.	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2009. -----	167
Cuadro 41.	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2010. -----	170
Cuadro 42.	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2011. -----	173
Cuadro 43.	Composición iónica de los procesos de metamorfosis y evolución de las aguas del lago-cráter Alchichíca, de la cuenca del Oriental, Puebla.-----	191
Cuadro 44.	Sales hipotéticas del proceso de evaporación y evolución de las aguas del lago-cráter Alchichíca. -----	193
Cuadro 44.	Composición iónica de los procesos de metamorfosis y evolución de las aguas del lago-cráter Atexcac, de la cuenca del Oriental, Puebla. -----	195
Cuadro 45.	Sales hipotéticas del proceso de evaporación y evolución de las aguas del lago-cráter Atexcac. -----	197
Cuadro 46.	Composición iónica de los procesos de la metamorfosis y evolución de las aguas Zapotitlán Salinas 2010. -----	199

Cuadro 47.	Composición iónica de los procesos de la metamorfosis y evolución de las aguas del manantial de Zapotitlán Salinas, Puebla, 2011. -----	200
Cuadro 48.	Sales hipotéticas del proceso de evaporación y evolución de las aguas del manantial de Zapotitlán Salinas. -----	202
Cuadro 49.	Concentración de silicio para las aguas del proceso de evaporación y evolución de las aguas de Alchichíca, Atexcac y del manantial de Zapotitlán Salinas. -----	206

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Diagrama para la clasificación de las aguas para riego (Richards, 1973).....	33
Figura 2. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ (Ayers y Wescot, 1987).....	47
Figura 3. Diagrama triangular para representar resultados de estudios de química del agua (Piper, 1944).....	55
Figura 4. Geología histórica de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.....	66
Figura 5. Hidrografía de Puebla, Tlaxcala y Veracruz.....	72
Figura 6. Recorrido y muestreos que se realizaron en 2009, 2010 y 2011. ....	73
Figura 7. Distribución catiónica y aniónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz muestreos de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).....	109
Figura 8. Distribución de frecuencias de los valores de la conductividad eléctrica de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreos 2009, 2010 y 2011. ....	111
Figura 9. Distribución de frecuencias de los valores de la concentración de cationes en las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, Muestreos 2009, 2010 y 2011. ....	112
Figura 10. Relación conjunta de la conductividad eléctrica teórica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica experimental ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).....	115
Figura 11. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales en solución de las aguas superficiales de	

	Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).....	117
Figura 12.	Relación de la presión osmótica experimental (atm), determinada con diferentes métodos y la concentración de las soluciones acuosas ( $\text{mmol L}^{-1}$ ) de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009 (a), de 2010 (b) y de 2011 (c). .....	120
Figura 13.	Relación de cationes (a) y de aniones (b) en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ de las sales solubles con la CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009, 2010 y 2011. ....	121
Figura 14.	Relación de $\text{mmol-ión L}^{-1}$ con la CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009, 2010 y 2011. ....	122
Figura 15.	Relación $\text{PSI-RAS}_{\text{or}}$ , $\text{PSI-RAS}_{\text{aj}}$ y $\text{PSI-RAS}^0$ para las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreadas en 2009 (a, b y c), en 2010 (d, e y f) y en 2011 (g, h y i).....	135
Figura 16.	Diagrama de clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en cuanto al peligro de salinidad y sodicidad del muestreo de 2009. ....	145
Figura 17.	Diagrama de clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en cuanto al peligro de salinidad y sodicidad del muestreo de 2010. ....	146
Figura 18.	Diagrama de clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en cuanto al peligro de salinidad y sodicidad del muestreo de 2011. ....	147
Figura 19.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio ( $\text{RAS}_{\text{or}}$ , $\text{RAS}_{\text{aj}}$ y $\text{RAS}^0$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreadas en 2009. ....	149

Figura 20.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio ( $RAS_{or}$ , $RAS_{aj}$ y $RAS^0$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz muestreadas en otoño de 2010.....	150
Figura 21.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio ( $RAS_{or}$ , $RAS_{aj}$ y $RAS^0$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz muestreadas en 2011. ....	151
Figura 22.	Distribución de las aguas superficiales, de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual ( $mmol_c L^{-1}$ ) muestreadas en Tlaxcala, Puebla y Veracruz en 2009 (a), 2010 (b), y 2011 (c).....	153
Figura 23.	Concentración de fosfatos ( $mg L^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreos de 2009 (a), de 2010 (b) y de 2011 (c).....	155
Figura 24.	Concentración de Nitratos ( $mg L^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c). ....	157
Figura 25.	Concentración de Boro ( $mg L^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).....	159
Figura 26.	Concentración de Silicio ( $mg L^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).....	161
Figura 27.	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2009. ....	164
Figura 28.	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2010. ....	165

Figura 29.	Clasificación hidrogeoquímica de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2011. ....	166
Figura 30.	Conductividad eléctrica y pH medidos en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.....	176
Figura 31.	Concentración de metales pesados en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz (2009). ....	177
Figura 32.	Concentración de metales pesados en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz (2011). ....	178
Figura 33.	Composiciones químicas de las muestras de aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.....	182
Figura 34.	Concentraciones de sodio versus cloruro en las aguas que circulan en cuencas fluviales de escurrimiento y estancadas en los lagos-cráter.....	183
Figura 35.	Concentración de calcio versus alcalinidad total en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de los muestreos de 2009, 2010 y 2011. ....	185
Figura 36.	Relación de de concentraciones de Ca + Mg versus Alc expresados en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ , en las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011.....	186
Figura 37.	Concentraciones de Ca versus Alc + $\text{SO}_4$ , expresados en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ en las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011. ....	187
Figura 38.	Diagrama de evolución de aguas durante el aumento de la concentración iónica (Hardie y Eugster, 1970).....	189
Figura 39.	Diagrama de balance de iones de las aguas evaporadas del lago-cráter Alchichíca.....	192
Figura 40.	Sales hipotéticas expresadas en porcentaje, de las aguas evaporadas del lago-cráter Alchichíca. ....	194

Figura 41.	Diagrama de Durov, para las aguas del lago-cráter Alchichíca.....	194
Figura 42.	Diagrama de balance de iones de las aguas evaporadas del lago-cráter Atexcac. ....	196
Figura 43.	Sales hipotéticas, en porcentaje, de las aguas evaporadas del lago-cráter Atexcac. ....	198
Figura 44.	Diagrama de Durov, para las aguas del lago-cráter Atexcac. ....	198
Figura 45.	Diagrama de balance de iones de las aguas evaporadas de Zapotitlán salinas. ....	201
Figura 46.	Sales hipotéticas, en porcentaje, de las aguas evaporadas de Zapotitlán Salinas.....	203
Figura 47.	Diagrama de Durov, para las aguas de Zapotitlán Salinas, Puebla, 2010 y 2011. ....	204
Figura 48.	Contenido de silicio (SiO <sub>2</sub> ) versus pH en las aguas salinas de los lagos-cráter de Alchichíca y Atexcac, y el manantial de Zapotitlán, durante los procesos de evaporación sucesiva. ....	207
Figura 49.	Contenido de silicio (SiO <sub>2</sub> ) versus mg L <sup>-1</sup> totales de las soluciones salinas secuenciadas cada 50 mL durante un proceso de evaporación de las aguas de Alchichíca, Atexcac y Zapotitlán, Puebla. ....	208

## 1. INTRODUCCIÓN

México es un país de grandes contrastes y carencias respecto al agua de buena calidad. La distribución del recurso es muy variable regionalmente, y se encuentra íntimamente ligada a satisfacer las necesidades sociales más básicas, puesto que la disponibilidad de agua en cantidad y calidad es una condición necesaria para hacer viable el desarrollo social, económico y ambiental de nuestro país. En el tema del agua son especialmente visibles las implicaciones que tienen su preservación y manejo adecuado en la agricultura (CONAGUA, 2010).

El territorio nacional cuenta con más de 70 Mm<sup>3</sup> de agua por año, de los cuales se destinan cerca de 80% para riego agrícola en más de 6 millones de hectáreas. Existen problemas que se han venido generando en las diferentes zonas agrícolas de riego. Entre los más importantes son; la sobreexplotación de acuíferos, la salinización o sodificación de los suelos, así como la contaminación ambiental de los recursos naturales como lo son las aguas subterráneas y superficiales, tanto por sales como por metales pesados (Castro, 2011).

En Veracruz son regadas más de 546 000 ha, que se distribuyen en los distritos de riego 035 La Antigua, 060 El Higo, 082 Río Blanco y 092 Río Pánuco, por mencionar los más importantes (CONAGUA, 2006). En Tlaxcala se riegan más de 35 000 ha de terreno agrícola, principalmente por el distrito de riego 056 de Tlaxcala (SINTESIS, 2011). En Puebla se riegan más de 441 000 ha, las cuales representan el 14.92% de la superficie cosechada y generan el 51% de la producción total del estado, en el distrito de riego 030 Valsequillo son regadas más de 33 000 ha (INEGI, 2011).

Las aguas naturales que son contaminadas con aguas residuales pueden generar problemas de sodificación para suelos que se riegan en la producción agrícola, debido a que las aguas residuales aportan sales solubles sódicas (Velázquez, 2001). Otro problema importante además de los mencionados es que las aguas residuales pueden aportar cantidades importantes de metales pesados, los que son peligrosos para la agricultura y la salud humana (Yang *et al.*, 1996; Ramos *et al.*, 1999;

Topalián *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2002; Taboada-Castro *et al.*, 2002; Lee y Moon, 2003; Montes-Botella y Tenorio, 2003; Smolders *et al.*, 2003; Lucho *et al.*, 2005; Mapanda *et al.*, 2005; Tahri *et al.*, 2005).

El objetivo de la presente investigación, de carácter descriptiva y experimental analítica, fue conocer las variaciones de las concentraciones electrolíticas en las aguas utilizadas para riego agrícola en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

Una vez tomadas las muestras de agua, fueron analizadas en el laboratorio de ciencias ambientales del Colegio de Postgraduados para determinar: potencial hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD), Ca, Mg, Na, K, CO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, Cl, SO<sub>4</sub>, la determinación de los valores de la relación de adsorción de sodio RAS, en sus diferentes conceptualizaciones, presión osmótica y análisis de metales pesados totales.

Además se analizaron los contenidos de boro, ortofosfatos (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>), nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y silicio (Si), con la intención de hacer evaluaciones preliminares sobre el deterioro de la calidad de las aguas que circulan por los diferentes cauces fluviales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

Como las aguas fluviales de los estados arriba mencionados riegan zonas agrícolas, es de mucha importancia determinar los índices de calidad de las aguas como: Salinidad Potencial (SP), Salinidad Efectiva (SE), Carbonato de sodio residual (CSR), y la relación funcional por ciento de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS).

También, considerando que las aguas de los lagos cráter Alchichica y Atexcac, que son aguas de alta concentración, así como, las aguas del manantial salino en Salinas Chiquitas, dentro de Zapotitlán, Puebla, se llevó a cabo un trabajo experimental sobre las vías evolutivas geoquímicas que siguen estas aguas durante un proceso de evaporación.

Por último, debe señalarse que en el conjunto de aguas de los tres recorridos por las estaciones de muestreo de los cauces fluviales de los estados de Tlaxcala, Puebla y

Veracruz, así como, de las aguas de los lagos-cráter de Alchichíca, Atexcac y del manantial de aguas salinas de Zapotitlán, en lo que se refiere a procesos específicos, en estas aguas se llevaron a cabo interpretaciones de carácter geoquímico.

## 2. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Este trabajo de investigación es observacional, prospectivo, transversal, analítico y descriptivo (Méndez *et al.*, 1986).

## 3. OBJETIVOS

Para describir las propiedades físico-químicas de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, y de las muestras de agua de las evaporaciones sucesivas de los lagos-cráter de Alchichíca, Atexcac y aguas salinas del manantial de Zapotitlán Salinas, estado de Puebla, se procedió a determinar analíticamente los siguientes parámetros fundamentales:

1. Determinar la composición iónica de las diferentes muestras de agua ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , pH, CE, PO, STD,  $\text{PO}_4^{3-}$ , B,  $\text{NO}_3^-$  y Si), con los valores de estos parámetros establecer diferentes relaciones funcionales que describen las características físico-químicas de las soluciones salinas.
2. Calcular los valores de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) con sus diferentes conceptualizaciones:  $\text{RAS}_{\text{original}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}^{\circ}_{\text{corr}}$ .
3. Inferir a cerca de los distintos PSI, con el uso de los valores de RAS ( $\text{RAS}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$ ,  $\text{RAS}^{\circ}$ ), y los valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon (k): 0.007440, 0.0118614, 0.0140113, y 0.016899; en los suelos cuando son regados con estas aguas.
4. Establecer los índices de salinidad, salinidad efectiva y salinidad potencial con los valores analíticos de los diferentes iones.
5. Determinar los metales pesados totales (As, Cr, Cd, Ni, Hg y Pb) y microelementos (Cu y Zn), en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.
6. Describir las características geoquímicas de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.
7. Determinar la evolución de las aguas salinas de los lagos-cráter de Alchichíca, Atexcac, y aguas salinas del manantial de Salinas Chiquitas de Zapotitlán, Puebla.

#### **4. HIPÓTESIS**

1. Las redes hidrográficas fluviales superficiales desde su inicio de formación hasta su desembocadura en el Golfo de México, atraviesan diferentes formaciones geológicas que condicionan la composición química de las aguas que se conducen por los distintos cauces.
2. Las aguas de los cauces en sus diferentes tramos, reciben aguas urbano-industriales con concentraciones variadas de metales pesados; presentándose como consecuencia diferentes niveles de contaminación por metales pesados.
3. Mediante el uso de parámetros geoquímicos, se establecen las vías evolutivas geoquímicas de las diferentes aguas superficiales, cuando estas aguas aumentan su concentración.

## 5. REVISIÓN DE LITERATURA

### 5.1 El agua y su distribución

El agua es el compuesto químico más abundante y con mayor significado para nuestra vida. Su excepcional importancia desde el punto de vista químico, reside en que casi la totalidad de procesos que ocurren en la naturaleza, tienen lugar entre sustancias disueltas en agua (Gil, 2005).

Los antiguos griegos consideraron el agua como uno de los cuatro elementos de la realidad universal, junto con el aire, la tierra y el fuego. Esta teoría duró varios siglos, hasta que en el siglo XIX, una explicación científica surgió y desplazó así, más de 18 siglos de interpretaciones míticas; por primera vez se pudo escribir en papel la fórmula química del agua. Este resultado fue posible gracias a los físicos ingleses Henry Cavendish que en 1766 descubrió el hidrógeno y Joseph Priestley en 1744 el oxígeno. En 1783 Lavoisier hizo la primera síntesis del agua y le dio la fórmula HO, posteriormente con los trabajos del físico italiano Avogadro se dio la fórmula definitiva H<sub>2</sub>O (Tortolero, 2000).

### 5.2 Distribución en el planeta

Aproximadamente  $1.359 \times 10^{12} \text{ m}^3$  de agua existen en la naturaleza, cantidad que ha permanecido constante en el planeta desde su origen (Ramos *et al.*, 2003a). A pesar de que el 70% de la superficie del planeta está conformada por agua, 97.5% de ésta es salina (cerca de 1 400 millones de km<sup>3</sup>), contenida principalmente en los océanos, y sólo 2.5% es agua dulce (alrededor de 35 millones de km<sup>3</sup>).

Del agua dulce 68.9% se encuentra congelada (en bancos de hielo, glaciares y nieves perpetuas) y en la humedad del suelo; 30.8% se almacena en aguas subterráneas y poco menos de 0.3% es agua superficial localizada en lagos, lagunas, ríos y humedales (Carabias, 2005). El agua que forma parte del ciclo hidrológico es de 0.77%, y del agua total equivale a 11 millones de km<sup>3</sup> (Delgado, 2006).

### 5.3 Usos del agua en México

El 63% del agua utilizada en el país proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 37% restante proviene de fuentes subterráneas. El Cuadro 1, muestra la cantidad de agua que se utiliza para las diversas actividades según la fuente de extracción, para el año 2006.

Cuadro 1. Usos Consuntivos y su fuente de extracción (CONAGUA, 2007).

	Usos consuntivos (km <sup>3</sup> )		Volumen total
	Superficial	Subterráneo	
Agrícola <sup>a</sup>	39.7	19.7	59.4
Abastecimiento público <sup>b</sup>	3.9	6.8	10.7
Industria autoabastecida <sup>c</sup>	1.6	1.4	3.0
Termoeléctricas	3.8	0.5	4.2
Total	49.0	28.3	77.3

NOTA: 1 km<sup>3</sup> = 1 000 hm<sup>3</sup> = mil millones de m<sup>3</sup>

Los datos corresponden a volúmenes concesionados al 31 de diciembre de 2006.

a: Incluye los rubros agrícola, pecuario, acuacultura, múltiples y otros.

b: Incluye los rubros público urbano y doméstico.

c: Incluye los rubros industrial, agroindustrial, servicios y comercio.

### 5.4 Uso de agua residual

El uso de las aguas residuales para el riego probablemente es tan antiguo como el cultivo de la tierra. Sin embargo, el aprovechamiento controlado en gran escala se remonta sólo al siglo pasado, cuando en algunas partes de Europa, Australia, India y Estados Unidos de América se crearon los llamados campos de aplicación o estaciones de depuración de aguas residuales, con el fin de eliminar las aguas negras y evitar la contaminación de los ríos. Aunque en estos campos se producían cultivos, su producción era una cuestión secundaria (Braatz y Kandiah, 1996).

La utilización de agua residual en la agricultura, es de interés tanto internacional como nacional, pues se practica en el país en más de 250 000 ha, en la mayoría de los casos de forma inapropiada (Jiménez *et al.*, 2004). Tal es el caso del Valle del Mezquital en Hidalgo, que desde 1889 ha tenido el aporte de agua residual y de lluvia de la Ciudad de México (Maderey y Carrillo, 2005). La zona de riego abarca más de 130 000 ha siendo la de mayor extensión en el país (Velázquez *et al.*, 2002).

## 5.5 Origen de las sales solubles en las aguas naturales

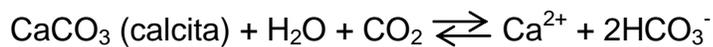
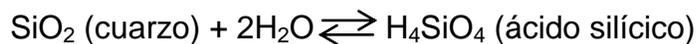
La fuente principal de sales en suelos y en aguas de riego, es el intemperismo geoquímico permanente sobre las rocas que se encuentran en los espesores superficiales de la corteza terrestre y que tiene lugar durante todo el tiempo geológico. Este proceso de intemperismo elemental representa un eslabón entre el intercambio geoquímico de la materia entre los continentes y los océanos (Kovda *et al.*, 1967).

La mayoría de las rocas que conforman la corteza terrestre se han formado bajo condiciones de altas presiones y temperaturas. Los diferentes cristales que constituyen estas rocas, no son estables cuando estos minerales se encuentran expuestos a condiciones atmosféricas. Por lo anterior, el intemperismo es un proceso espontáneo que transforma a los minerales primarios en otros minerales más estables en la superficie de la corteza terrestre. Los agentes que están involucrados en el intemperismo geoquímico son: el agua de lluvia, el oxígeno, el bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el metano (CH<sub>4</sub>) y el ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S).

Por su parte la materia orgánica (MO) es un agente reductor, además de ser una fuente de ácidos orgánicos que promueven el intemperismo y la migración de cationes en forma de quelatos. En general, los minerales primarios se transforman en especies solubles, por medio de los efectos de los agentes del intemperismo, de acuerdo con el esquema siguiente:

Minerales → Especies solubles

Ejemplos de reacciones químicas del intemperismo:



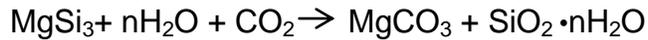
Intemperismo de silicatos de calcio y de magnesio:



Intemperismo de aluminosilicatos que contienen calcio:



Intemperismo de silicatos magnésicos:



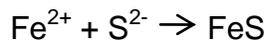
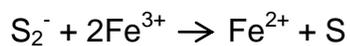
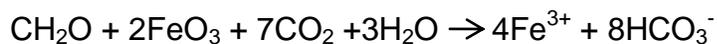
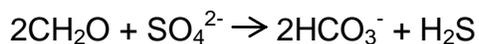
Intemperismo de aluminosilicatos que contienen sodio:



Intemperismo de aluminosilicatos que contienen potasio:



Procesos de reducción de nitratos, sulfatos y óxidos de hierro debido a la actividad biológica de microorganismos, con participación de la materia orgánica. Aquí el  $\text{CH}_2\text{O}$  representa la materia orgánica.



Como consecuencia de esto en todas las reacciones de procesos de reducción se forman bicarbonatos. Estos procesos se presentan con mucha intensidad en aguas superficiales contaminadas con aguas residuales.

En síntesis, sobre el origen de sales solubles que salinizan los suelos y espesores subyacentes, se debe señalar lo siguiente:

1. Las fuentes primarias de sales solubles en la corteza terrestre son:

- a) Emanaciones gaseosas volcánicas y plutónicas (lavas, fumarolas y magma) y productos de sus cambios y reacciones físico-químicas.
  - b) Sales y gases que se encuentran solubilizados en fuentes termales.
  - c) Productos de oxidación de algunos elementos de la atmósfera y de algunos de sus gases.
  - d) Productos solubles derivados del intemperismo de rocas cristalinas.
2. Durante estos procesos, los productos gaseosos solubles se presentan en forma de elementos (S, Cl) que se oxidan posteriormente o se solubilizan en las aguas.
- a) Óxidos ( $\text{SO}_2$ , SO,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{B}_2\text{O}_3$ ), que se solubilizan en las aguas y se transforman posteriormente en ácidos, por lo que estos compuestos reaccionan con diferentes rocas y se asocian con cationes alcalinos y alcalinotérreos.
  - b) Ácidos (HCl,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{H}_3\text{BO}_3$ ).
  - c) Sales (NaCl,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ).
3. La atmosfera es la fuente primaria de sales de los ácidos nítrico, nitroso y carbónico.
4. Una fuente fundamental de todos los tipos actuales de acumulaciones salinas es el intemperismo de rocas cristalinas, que dan lugar a carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) y boratos ( $\text{BO}_3^-$ ) (Kovda *et al.*, 1967).

## 5.6 Composición química de las aguas

La composición química, es el conjunto de sustancias generalmente inorgánicas incorporadas al agua por procesos naturales, las sustancias orgánicas aunque frecuentes, aparecen en concentraciones menores. La incorporación de los constituyentes al agua es debida a su elevado poder disolvente y a sus propiedades de combinación (Ramos *et al.*, 2003b).

Las especies iónicas en orden de abundancia presentes en agua atmosférica de acuerdo con Wetzel (1981) son las siguientes:



El agua marina tiene un contenido en sales disueltas de un 3.5%, constituidas principalmente por iones  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  (Figueroa y Dávila, 2004). Las proporciones mundiales de los principales iones que se encuentran en las aguas continentales según Wetzel (1981) son:



## 5.7 Procesos de acumulación de sales en los suelos y columnas litológicas

Casi todos los ácidos conocidos forman diferentes sales. En los suelos se encuentran sales solubles en diferentes cantidades que varían de acuerdo con los procesos de acumulación de sales en los mismos (Ortega, 1993). En la geografía y la geoquímica de procesos de acumulación de sales solubles en suelos y aguas superficiales es necesario diferenciar los siguientes ciclos de acumulación de las mismas. De tal manera que se tienen; a) Ciclos continentales, b) Ciclos limítrofes a los mares, c) Ciclos deltáicos, d) Ciclos artesianos y e) Ciclos antropogénicos.

## 5.8 Sales solubles en aguas superficiales, subterráneas y freáticas

Las sales solubles más importantes que se encuentran en suelos y aguas de zonas áridas y semiáridas son las que a continuación se describen en los siguientes subcapítulos (Kovda *et al.*, 1967).

### 5.8.1 Sales del ácido carbónico

Las sales del ácido carbónico se encuentran en suelos, aguas freáticas de zonas áridas y semiáridas e incluso en estepas boscosas. El efecto de estas sales depende de su composición, cantidad de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) y carbonatos de sodio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) que se acumulan en suelos, aguas freáticas y superficiales, y en los niveles de solubilidad de las diferentes sales del ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ).

**Carbonato de magnesio.** Se caracterizan por una mayor solubilidad que el carbonato de calcio (Cuadro 2). En presencia del ácido carbónico, gracias a la formación de bicarbonatos de magnesio, la solubilidad del  $\text{MgCO}_3$  aumenta de manera importante.

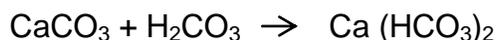
Siendo el carbonato de magnesio una sal de una base fuerte y de un ácido débil, el  $MgCO_3$  en el proceso de hidrolización le da a la solución valores de alta alcalinidad, de pH altos entre 9 y 10.

Cuadro 2. Solubilidad del carbonato de magnesio en agua a una temperatura de  $18^{\circ}C$ , para diferentes presiones parciales de  $CO_2$ .

Presiones parciales de $CO_2$ (atm)	0.005	0.001	0.01	0.1	1.0	5.0	10.0
Contenido de carbonato de magnesio ( $g L^{-1}$ )	2.51	3.11	6.04	12.2	25.8	46.0	59.2

Fuente: Kovda *et al.*, 1967.

**Carbonato de calcio.** Esta sal es de baja solubilidad ( $0.0131 g L^{-1}$ ), pero aumenta considerablemente en presencia de ácido carbónico, gracias a la formación de bicarbonatos de calcio [ $Ca (HCO_3)_2$ ] debido a la reacción:



Prácticamente no es nociva para la mayoría de plantas. La solubilidad del carbonato de calcio se encuentra influenciada en gran medida por el contenido de bióxido de carbono ( $CO_2$ ) disuelto en el agua (Cuadros 3 y 4).

Cuadro 3. Solubilidad del carbonato de calcio de acuerdo con la cantidad del  $CO_2$  en el aire, a una temperatura de  $16^{\circ}C$ .

Contenido de $CO_2$ en el aire en % (por volumen)	Contenido ( $g L^{-1}$ )		
	De acuerdo con Schlening	De acuerdo con Weigner	pH
0.00	0.0131	0.0131	10.23
0.03	0.0634	0.0627	8.48
0.30	0.1334	0.1380	7.81
1.00	0.2029	0.2106	7.47
10.00	0.4700	0.4889	6.80
100.00	1.0986	1.0577	6.13

Fuente: Kovda *et al.*, 1967.

Cuadro 4. Solubilidad del carbonato de calcio con una presión parcial de CO<sub>2</sub> de 0.00032 atm.

Temperatura °C	0	5	10	15	20	25	30
CaCO <sub>3</sub> (contenido)	0.081	0.075	0.070	0.065	0.060	0.056	0.052

Fuente: Kovda *et al.*, 1967.

**Carbonato de sodio (Soda).** Las sales del ácido carbónico y sodio se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza y se acumulan en suelos y aguas, a veces en cantidades considerables. El carbonato de sodio existe en suelos y aguas freáticas en distintas modificaciones. Es una sal de ácido carbónico y sodio, es decir Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>.

En los suelos se cristaliza con diferentes cantidades de agua (NaCO<sub>3</sub>.10H<sub>2</sub>O y NaCO<sub>3</sub>.H<sub>2</sub>O). Cuando el carbonato de sodio (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) se hidroliza el pH de las soluciones alcanza valores de 10 a 12. Debido a su alta solubilidad (178 g L<sup>-1</sup>) y alcalinidad, es muy tóxico para las plantas. La presencia de carbonato de sodio y de bicarbonato de sodio provoca que los sistemas coloidales de los suelos se dispersen o se pepticen, debido a los altos valores de sodio intercambiable.

El bicarbonato de sodio se caracteriza por una menor alcalinidad y toxicidad en comparación con la soda normal (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>). Durante la evaporación de aguas freáticas que contienen carbonatos y bicarbonatos de sodio, se precipitan y se acumulan en horizontes superficiales de los suelos, cristales de una sal doble Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, NaHCO<sub>3</sub>.2H<sub>2</sub>O o cristales puros de NaHCO<sub>3</sub> (Kovda *et al.*, 1967).

**Carbonato de potasio.** El K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, existe en los suelos y aguas en cantidades más pequeñas que el carbonato de sodio.

### 5.8.2 Sales del ácido sulfúrico

Las sales del ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) se encuentran en grandes o pequeñas cantidades en casi todos los suelos y aguas. En suelos y aguas freáticas de estepas y desiertos, los sulfatos a veces se acumulan considerablemente. El valor agronómico o de mejoramiento de los sulfatos depende fuertemente del catión acompañante (Kovda *et al.*, 1967).

**Sulfato de calcio.** El sulfato de calcio ( $\text{CaSO}_4$ ) o yeso es una sal que no es tóxica para las plantas, debido a que su solubilidad no es muy grande ( $1.9\text{-}2.3 \text{ g L}^{-1}$ ).

**Sulfato de magnesio.** El sulfato de magnesio ( $\text{MgSO}_4$ ) o Epsomita ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) es un componente típico de suelos salinos. Debido a su alta solubilidad ( $262 \text{ g L}^{-1}$ ) es de extrema toxicidad para las plantas. También se encuentra en aguas superficiales y en algunos lagos y sedimentos, nunca se acumula en suelos en forma pura, sino conjuntamente con otras sales solubles; en tales casos se requieren medidas radicales de mejoramiento, como lavados de suelo (Kovda *et al.*, 1967).

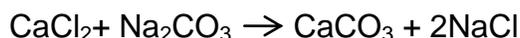
**Sulfato de sodio.** Es una sal de suelos salinos, aguas freáticas salinas y lagos. La toxicidad del sulfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) es dos o tres veces menor que la del sulfato de magnesio en función de la temperatura. La mirabilita ( $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ ) fácilmente se deshidrata y se transforma a tenardita ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ). Por tanto, los suelos con abundancia de tenardita la acumulan en la superficie, que se hace fofa. La capa superior, de 5 a 10 cm presenta una estructura muy suelta, fofa, con granos simples, estando las partículas del suelo floculadas en granos del tamaño de arena. La superficie tiene con frecuencia una delgada costra que fácilmente se rompe y que evita que el suelo sea arrastrado por el viento (Pizarro, 1985).

**Sulfato de potasio.** Esta sal ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) carece de importancia agrícola, debido a que no se acumula en grandes cantidades en los suelos.

### 5.8.3 Sales del ácido clorhídrico

Los cloruros, en conjunto con los sulfatos, son los compuestos de mayor importancia en los suelos, debido a que participan en la formación de suelos salinos y aguas freáticas salinas. Todos los cloruros se caracterizan por una alta solubilidad y por ende, tienen alta toxicidad para las plantas.

**Cloruro de calcio.** Esta sal ( $\text{CaCl}_2$ ) existe muy raras veces en los suelos, debido a que reacciona fácilmente con el carbonato y sulfato de sodio, para formar sulfato de calcio y carbonato de calcio; estas sales se precipitan en la solución del suelo de acuerdo con las reacciones siguientes:





Por eso la presencia del cloruro de calcio es característica de las soluciones de los suelos, de aguas y suelos de lagos salados, pero solamente en grados extremos de salinización (de 400-500 g L<sup>-1</sup>). Esta sal también aparece en horizontes superficiales de suelos como una sal efímera, debido a reacciones de intercambio catiónico que ocurren en las soluciones ascendentes, entre el cloruro de sodio y el calcio intercambiable de los coloides del suelo.

**Cloruro de magnesio.** Esta sal (MgCl<sub>2</sub>) se encuentra con mayor frecuencia en suelos salinos, aguas freáticas salinas, y lagos freáticos salinos, en comparación con el cloruro de calcio. Sin embargo, su acumulación de grandes cantidades ocurre solamente en grados máximos de salinización debido a su alta solubilidad (353 g L<sup>-1</sup>); se caracteriza por su alta toxicidad y es una de las sales más nocivas para las plantas (Kovda *et al.*, 1967).

**Cloruro de sodio.** El NaCl, en conjunto con el sulfato de sodio y el sulfato de magnesio es una de las sales que se encuentra con mayor frecuencia y componente constante en los suelos salinos, su alta solubilidad (264 g L<sup>-1</sup>) condiciona alta toxicidad para las plantas; inclusive en contenidos de 0.1% las plantas se desarrollan anormalmente. Muchos suelos salinos contienen 2-5% de NaCl.

**Cloruro de potasio.** El KCl, de acuerdo con sus propiedades químicas, en general, es análogo al cloruro de sodio. Sin embargo, con frecuencia en los suelos no se encuentra ampliamente distribuido. Este aspecto se explica, por el consumo de potasio por las plantas y en gran medida, por la absorción del ión potasio por los sistemas arcillosos de los suelos. En grandes cantidades, esta sal distribuida en los suelos, su toxicidad es muy alta como la del cloruro de sodio.

## 5.9 Composición química de las aguas de pozos y aguas superficiales

Conocer la composición química y sus variaciones de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas, que se han utilizado para riego, en las regiones áridas y semiáridas es muy importante, ya que esto permite comprender como se acumulan las distintas sales en los espesores litológicos de los suelos. En el Cuadro 5, se muestran

datos seleccionados de extractos de saturación de suelos salinos, agua de pozos y de ríos, de diferentes partes del mundo, que se han analizado en el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América (Jurinak y Suarez, 1990).

Cuadro 5. Características químicas de los extractos de saturación de suelos salinos y sódicos, aguas de pozos y aguas de ríos que han sido analizados por el laboratorio de salinidad de los EUA.

mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Número de muestras	Origen	Media	Mediana	10% <	90% <
Ca <sup>2+</sup>	139	Extracto de saturación	27.80	10.60	1.40	71.80
	115	Pozos	5.90	3.10	0.80	14.50
	68	Ríos	4.70	3.40	1.00	10.90
Mg <sup>2+</sup>	139	Extracto de saturación	22.20	8.00	1.10	79.10
	115	Pozos	4.30	1.50	0.50	15.30
	61	Ríos	3.60	2.20	0.60	9.20
Na <sup>+</sup>	139	Extracto de saturación	93.20	53.50	1.80	219.00
	115	Pozos	15.80	6.60	0.80	44.80
	58	Ríos	7.50	3.70	0.70	18.90
K <sup>+</sup>	128	Extracto de saturación	1.60	0.50	0.10	2.20
	101	Pozos	0.60	0.10	0.01	0.90
	30	Ríos	0.30	0.20	0.06	0.50
SO <sub>4</sub> <sup>2+</sup>	134	Extracto de saturación	400.00	29.40	3.70	94.10
	23	Pozos	6.70	3.60	0.40	5.40
	58	Ríos	6.70	4.10	0.30	9.00
Cl <sup>-</sup>	139	Extracto de saturación	95.50	34.80	1.40	281.00
	115	Pozos	15.00	2.50	0.20	54.20
	58	Ríos	5.90	1.50	0.20	20.70
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	139	Extracto de saturación	8.30	3.00	1.20	10.30
	115	Pozos	4.90	4.10	1.90	8.20
	58	Ríos	3.30	3.00	1.70	5.70
CE (dS m <sup>-1</sup> )	134	Extracto de saturación	12.90	8.80	1.10	33.70
	115	Pozos	2.40	1.20	0.30	7.30
	58	Ríos	1.40	0.92	0.30	3.20
RAS (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	139	Extracto de saturación	38.50	15.10	0.90	56.10
	115	Pozos	6.60	4.70	0.60	16.50
	58	Ríos	3.30	2.40	0.70	7.40

Fuente: Jurinak y Suarez, 1990.

Las soluciones de extractos de saturación de suelos son más salinas y sódicas que las soluciones acuosas de aguas de pozos y ríos. Este aspecto, refleja los efectos de la evapotranspiración y el intemperismo de minerales de rocas superficiales de la corteza terrestre, ya que con el aumento de contenidos salinos en las soluciones; el ión sodio predomina sobre el ión calcio, debido a que las sales de sodio son más solubles que las sales de calcio, la importancia de esta consideración de que el ión  $\text{Na}^+$  predomina sobre el ión  $\text{Ca}^{2+}$  que se refleja en el aumento de valores de la relación de adsorción de sodio. Estos datos, además, muestran que el ión cloro ( $\text{Cl}^-$ ) es el anión predominante en aguas de mayor salinidad, mientras que el ión sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) prevalece en las soluciones acuosas diluidas. Este aspecto es muy notable, debido a los procesos de precipitación del yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ).

El aumento de la relación Mg/Ca expresa el hecho de que las sales del ion magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) son más estables que las sales del ion  $\text{Ca}^{2+}$ . En términos generales, la relación Ca/ $\text{HCO}_3$  es más grande que uno. Y como el ión  $\text{Ca}^{2+}$  se precipita en los suelos en forma de  $\text{CaCO}_3$ , la relación Mg/Ca también tiende a incrementarse.

### **5.10 Aguas superficiales de diferentes partes del mundo**

En las grandes áreas bajo riego, la cantidad de agua de riego que se aplica a diferentes cultivos, por lo general es en exceso en comparación con aquella cantidad que es necesaria para el uso consuntivo de los mismos.

El exceso de agua drena hacia fuera de la zona de riego a través de escurrimientos superficiales o se infiltra y percola hacia los horizontes subsuperficiales de los suelos. Por lo general, estas percolaciones de agua de riego en exceso elevan los niveles freáticos de una determinada zona de riego, y por otra parte, una cantidad importante de aguas de riego que se han aplicado en exceso drenan nuevamente hacia los cauces de ríos aguas abajo (Kovda *et al.*, 1967).

Esto que se menciona anteriormente se expresa considerablemente en el cauce del río Atoyac en Puebla y en los ríos Blanco, Filobobos, Cazones, Tuxpan, Nautla y Panuco en Veracruz. Las aguas urbano-industriales que derivan de las ciudades aledañas a los

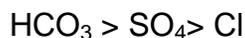
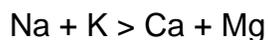
ríos mencionados contaminan las aguas de los mismos y aumentan las concentraciones de iones importantes.

Por otro lado se debe mencionar que el ciclo de desviación del agua de un río para su almacenamiento, la aplicación de agua en una zona agrícola, la percolación del agua hacia las zonas profundas de los suelos y el flujo de retorno hacia ríos aguas abajo se expresa en una cantidad grande de agua que pasa a través de una zona agrícola, lo que ocasiona la pérdida de calidad del agua para riego. En las diferentes zonas de riego en cauces de escurrimiento de agua, en regiones agrícolas aguas abajo, la calidad del agua se tornará diferente.

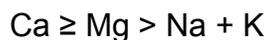
Las aguas superficiales pueden ser clasificadas en dos grupos: 1. Aguas que fluyen (ríos) y 2. Aguas estancadas (Lagos). Los lagos que se encuentran en las cuencas endorreicas poseen un alto contenido de sales y aguas de lagos abiertos de las zonas húmedas, que poseen una baja salinidad (Kovda *et al.*, 1967).

Las aguas naturales, de acuerdo con las rocas que están en contacto poseen las siguientes características químicas (unidades equivalentes).

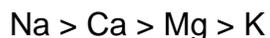
1. Aguas en contacto con rocas graníticas:



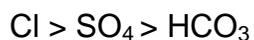
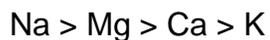
2. Aguas en contacto con rocas carbonatadas (calizas y dolomitas):



3. Aguas de acuíferos basálticos



4. Aguas de mar:



Por medio de estudios a lo largo de muchos años Kovda *et al.* (1967) estableció que existen ciertas relaciones específicas entre la cantidad de sales en aguas naturales y

sus composiciones. Durante el proceso de aumento de concentración de diferentes aguas, ocurren las siguientes etapas de cambio cualitativo y cuantitativo.

- a. Aguas naturales con ciertos contenidos de silicio. Estas son de baja concentración  $0.01-0.1 \text{ mg L}^{-1}$ . Se localizan en los trópicos y en regiones forestales boreales. Contienen silicio y sustancias orgánicas.
- b. Aguas bicarbonatadas cálcicas con concentraciones de sales de  $0.2-0.3 \text{ g L}^{-1}$ .
- c. Aguas bicarbonatadas sódicas con concentraciones de  $0.5-0.7 \text{ g L}^{-1}$ .
- d. Aguas bicarbonatadas y con carbonatos sódicos con concentraciones totales de sales de  $0.5-3.0 \text{ g L}^{-1}$ . Contienen sulfatos y a veces en menor cantidad cloruros.
- e. Aguas clorhídrico-sulfáticas con algunas cantidades de soda  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , y con concentraciones totales de sales de  $2.5-5.0 \text{ g L}^{-1}$ .
- f. Aguas sulfático-clorhídricas con concentraciones de sales de  $20.0-50.0 \text{ g L}^{-1}$ . Por lo general no contienen carbonato de sodio en cantidades importantes.
- g. Aguas clorhídricas. Son salmueras con concentraciones de sales de  $100.0-300.0 \text{ g L}^{-1}$  (Kovda *et al.*, 1967).

Este esquema general antes señalado, para la existencia de aguas bicarbonatadas sódicas de yacimientos subterráneos y aguas superficiales con bajas concentraciones de sales ( $0.3-5.0 \text{ g L}^{-1}$ ), fue establecido con base en una gran cantidad de datos hidrogeoquímicos y geoquímicos.

La concentración y composiciones de las aguas naturales superficiales que se utilizan para riego varían considerablemente en diferentes regiones del mundo. En los Cuadros 6 y 7, se presentan las composiciones de diferentes aguas que se utilizan en el riego.

Un ejemplo de aguas de buena calidad para riego de una región fría y árida de la zona de los Himalayas son las que Negi y Gosh (1980), reportaron, y se muestran en el Cuadro 8. Las cadenas montañosas de los Himalayas que bordean el Tibet comprenden la región de Kinnaur, Lahaul y Spiti y en las áreas contiguas de Himachal Pradesh, India; representan las típicas regiones de gran altitud que son extremadamente frías y áridas. De acuerdo con la conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio, todas las aguas son de buena calidad, sin embargo, los valores del

RAS, indican que solamente las aguas del manantial de Changó, India, presentan bajos peligros de sodicidad. Los contenidos de carbonatos en todas las aguas son de bajos valores.

Cuadro 6. Calidad de las aguas superficiales (ríos y pozos), que son utilizadas para riego.

No.	Fuentes de agua y localización	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>						CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> + HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Total	mg L <sup>-1</sup>	B mg L <sup>-1</sup>	RAS mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>
			Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Total	Total								
<u>Aguas de ríos</u>																
1	San Joaquín, Biola, CA.	60	0.2	0.1	0.2	0.1	0.6	0.4	0.1	0.1	0.6	53.0	0.06	0.1		
2	Feather, Nicolaus, CA.	90	0.4	0.3	0.1	0.1	0.9	0.7	0.1	0.1	0.9	70.0	0.01	0.1		
3	Columbia, Canadian Border	150	1.1	0.4	0.1	0.0	1.6	1.3	0.0	0.3	1.6	87.0	–	0.2		
4	Sacramento, Knights Laning, CA.	150	0.7	0.5	0.4	0.0	1.6	1.2	0.2	0.2	1.6	11.0	0.05	0.6		
5	Snake, King Hill, ID.	500	2.3	1.6	1.3	0.1	5.3	3.5	0.7	1.1	5.3	312.0	0.04	2.0		
6	Missouri, Williston, ND.	650	2.9	1.6	2.3	0.1	6.9	2.8	0.3	3.8	6.9	426.0	0.11	2.8		
7	Rio Grande, Falcon Dam TX.	670	3.0	1.0	2.6	0.1	6.7	2.4	1.9	2.4	6.7	419.0	0.15	3.5		
8	South Platte, Julesburg, CO.	1200	6.6	2.8	4.5	0.3	14.2	3.8	1.0	9.4	14.2	910.0	0.23	5.0		
9	Colorado, Yuma, AZ.	1400	5.2	2.6	6.4	0.2	14.4	2.8	4.0	7.6	14.4	914.0	0.18	7.1		
10	Salt, Stewart Mtn Dam, AZ.	1400	1.2	4.3	8.9	0.2	12.9	2.8	9.1	1.0	12.9	755.0	0.14	12.0		
11	Arkansas, John Martain Dam, CO.	1400	7.1	6.2	5.1	0.1	16.6	2.9	0.9	12.8	16.6	1130.0	0.15	4.9		
12	Pecos, Artesia, NM.	3400	20.4	12.0	13.3	0.0	39.9	2.3	13.8	23.8	39.9	2530.0	–	9.1		
13	Gila, Gillespie Dam, AZ.	7400	17.0	–	53.1	1.2	83.3	5.5	49.7	28.1	83.3	5120.0	0.28	40.0		
<u>Aguas de Pozos</u>																
1	Indio, CA.	300	1.4	0.3	1.3	0.0	3.0	2.2	0.2	0.6	3.0	205.0	0.02	2.0		
2	Bakersfield, CA.	790	0.2	0.0	7.3	0.0	7.5	2.5	2.5	2.5	7.5	500.0	6.93	12.0		
3	Scottsdale, AZ.	1200	3.2	2.7	6.8	–	12.7	3.2	6.2	3.1	12.5	718.0	–	8.3		
4	Tolleson, AZ.	4000	6.4	4.1	33.3	–	43.8	10.8	24.9	8.1	43.8	2878.0	–	38.0		
5	Pecos, TX.	4400	9.3	16.1	21.8	0.7	47.9	1.9	29.1	16.9	47.9	2793.0	–	14.0		
6	Roll, AZ	7200	14.8	11.7	48.0	0.3	74.8	6.3	55.4	13.1	74.8	4535.0	1.28	36.9		

Fuente: Hoffman *et al.*, 1990.

Cuadro 7. Composición química de algunas aguas fluviales usadas para riego en el oeste de los Estados Unidos de América.

No.	Ríos	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{K}^+$	Total	$\text{CO}_3^{2-}$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	Total	RSE $\text{mg L}^{-1}$	RAS*	PSS**
1	Columbia Winat chic Washington	150	0.9	0.4	0.2	0.0	1.5	0.0	1.2	0.1	0.2	1.5	78.0	0.2	13.0
			18.3	4.9	4.6	0.0		0.0	73.2	3.5	9.6				
			0.5	0.2	0.2	0.0		0.0	1.2	0.1	0.1				
2	Río Grande Otowi Ba N. Méx.	340	1.9	0.7	0.8	0.0	3.4	0.0	1.8	1.5	0.1	3.4	227.0	0.7	24.0
			38.1	8.5	18.4	0.0		0.0	109.8	53.2	4.8				
			1.0	0.4	0.8	0.0		0.0	1.8	1.5	0.1				
3	EL Paso Texas	1160	4.2	1.4	6.0	0.0	11.6	0.0	3.6	3.1	5.0	11.7	754.0	3.6	52.0
			84.2	17.0	138.0	0.0		0.0	219.6	109.9	240.2				
			2.1	0.7	6.0	0.0		0.0	3.6	3.1	2.5				
4	Gila, Florence, AZ	1720	3.6	2.0	11.3	0.0	16.9	0.0	3.7	10.0	3.3	17.0	983.0	6.8	67.0
			72.1	24.3	259.9	0.0		0.0	225.7	354.5	158.5				
			1.8	1.0	11.3	0.0		0.0	3.7	10.0	1.7				
5	Pecos, Carlsbad N. Méx.	3210	17.3	9.2	11.5	0.0	38.0	0.0	3.2	12.0	23.0	38.2	2380.0	3.2	30.0
												1104.			
			346.7	11.8	264.5	0.0		0.0	195.2	425.4	7				
6	Humboldt Rye Patch. N. Méx.	1170	1.7	1.9	7.9	0.0	11.5	0.0	5.2	4.5	2.2	11.9	658.0	5.9	68.0
			8.7	4.6	11.5	0.0		0.0	3.2	12.0	11.5				
			34.1	23.1	181.7	0.0		0.0	317.2	159.5	105.7				
			0.9	1.0	7.9	0.0		0.0	5.2	4.5	1.1				

Fuente: Hoffman *et al.*, 1990.

\*RAS = Relación de adsorción de sodio ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ).

\*\*PSS = Porcentaje de sodio soluble (porcentaje del total de cationes solubles).

Cuadro 8. Análisis químico de las aguas de riego de varias fuentes en Kinnaur región de Himalachal, Pradesh, India.

No.	Localización (Ríos)	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup> + Mg <sup>2+</sup>			Cl <sup>-</sup>	B mg L <sup>-1</sup>	RAS mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>
				mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>					
1	Tapri (Sutlej river)	7.9	300	2.6	0.4	1.8	2.2	0.20	0.35
2	Kalpa (Boktu canal)	6.8	100	0.3	0.7	0.1	1.8	0.15	1.58
3	Akpa (Irrigation tank)	6.9	250	1.3	1.2	1.0	1.6	0.10	1.50
4	Labrang (Spring water)	7.8	550	5.3	0.2	3.1	2.0	0.08	0.12
5	Labrang (Stream)	7.4	550	5.0	0.5	3.1	2.4	0.05	0.31
6	Siaso Khad (rivulet water)	6.4	250	2.1	0.4	0.8	1.6	0.80	0.39
7	Sunam (Irrigation channel)	7.9	550	5.0	0.5	2.8	1.6	0.15	0.32
8	Pooh (Irrigation channel)	7.6	300	2.7	0.3	1.1	1.2	0.25	0.26
9	Dubling (Irrigation channel)	7.4	700	6.4	0.6	2.2	1.6	0.15	0.34
10	Changó (spring and stream)	6.9	100	0.2	0.8	0.2	1.4	0.05	2.60

Fuente: Negi y Ghosh, 1980.

### **5.11 Calidad del agua de riego**

La calidad del agua se define por sus características físicas, químicas y biológicas (Cifuentes *et al.*, 1994), siendo los factores físicos y químicos de mayor importancia en aguas utilizadas para riego. La calidad también cambia según el tipo y cantidad de sales disueltas, su movilidad y su acumulación en el perfil del suelo en la medida que se evapora el agua o es consumida por las plantas. Por lo tanto, la calidad del agua es una consideración importante para la investigación de las condiciones de salinidad o contenido de sodio intercambiable en los suelos de cualquier zona de riego (Richards, 1973).

A medida que aumenta el área agrícola bajo riego, y se modifican las prácticas de manejo de cultivos, el uso de las aguas de riego de diferente y variable calidad, han causado problemas muy serios en los suelos, debido prácticamente a la mala calidad de éstas. En la actualidad existe la tendencia de usar cualquier agua disponible en la agricultura.

En varias partes del mundo, así como en las zonas semiáridas y áridas de Pakistán, India, Australia, Estados Unidos, noroeste de China, países del norte de África y de Nigeria, en donde se han explotado hasta el límite aguas superficiales y parcialmente aguas subterráneas; la calidad fisicoquímica de estas aguas no es satisfactoria.

En México, podemos citar algunas áreas de Sonora, Baja California Sur, Sinaloa y Coahuila. De la misma forma, donde se usan aguas superficiales, el aumento de las áreas agrícolas bajo riego y los cambios que se han suscitado en las prácticas de manejo de cultivos y suelos, están causando problemas muy serios en lo que concierne a la calidad de las aguas. Esto significa que después de varios años de derivaciones de las corrientes superficiales, pueden cambiar de un agua de río no contaminada a una proporción de flujo revolvente de pobre calidad, que proviene de las descargas de aguas residuales.

Tal es el caso de los cauces fluviales contaminados como el río Huehuetlán en Puebla, el río Blanco en Orizaba Veracruz, entre otros numerosos cauces que transitan estos estados, estos cauces conducen aguas contaminadas derivadas de las urbes y las

industrias. Por lo general estas aguas reutilizadas en el riego agrícola son de mala calidad.

Para tener la posibilidad de resolver los problemas que surgen debido al uso de aguas de mala calidad en zonas agrícolas, se requiere que se tenga información detallada con respecto a la calidad del agua de riego. En los laboratorios de diversos países se han analizado una gran cantidad de muestras de agua (Amezqueta, 2007; Carmassi *et al.*, 2007; Causapé *et al.*, 2004; Crosbie *et al.*, 2007; Deo y Lal, 1982; James *et al.*, 2008; Kaledhonkar y Keshari, 2006<sup>a</sup>; Kaledhonkar y Keshari, 2006<sup>b</sup>; Kaledhonkar *et al.*, 2001; Letey y Feng, 2007; Levy *et al.*, 2002; Levy *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2004; Mali *et al.*, 1982; Ould Ahmed *et al.*, 2007; Rodvang *et al.*, 2004; Tarchitzky *et al.*, 2007; Tedeshi y Aquila, 2005 y Thayalakumaran *et al.*, 2007) por ejemplo, en laboratorios de Rubidoux se han analizado más de 22 000 muestras de agua superficial y subterránea (Richards, 1973). En el laboratorio de Hidrociencias del Colegio de Postgraduados, en el área de manejo de aguas y suelos salinos, se han analizado más de 20 000 muestras de aguas y extractos acuosos de suelos (Mendoza, 2009).

La información química y analítica de muestras de agua señala en alguna medida que las aguas superficiales y subterráneas son de baja calidad. La mala calidad de las aguas de riego desarrolla en los suelos, diversos problemas de acumulación de sales, de infiltración y de fertilidad.

## **5.12 Criterios a evaluarse en las aguas para riego**

La calidad del agua toma en cuenta tres criterios: salinidad, sodicidad y toxicidad. El criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso de agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución del rendimiento de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado porcentaje de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones (Pizarro, 1985; Velázquez, 2001; Mendoza, 2009; Ayers y Wescot, 1987).

En el Cuadro 9, se presentan los lineamientos que deben observarse durante la evaluación de calidad del agua de riego. Estos lineamientos se han establecido

teniendo en cuenta la experiencia de análisis de muchas fuentes de agua para riego de muchas zonas agrícolas del mundo (Ayers y Wescot, 1987; Kovda *et al.*, 1967).

El establecimiento de ciertos parámetros de calidad del agua para riego y su uso, siempre ha sido preocupación de los productores agrícolas. Las autoridades han propuesto distintos estándares de calidad para diferentes usos del agua; ya sean urbanos, domésticos, industriales o agrícolas, se requieren distintas exigencias de calidad del mencionado recurso (FAO, 1991; Lawrence y Kuruppuarachchi, 1986).

Las perspectivas de uso del agua en la agricultura deben encaminarse, hacia la evaluación de ciertos parámetros que pueden desarrollar problemas potenciales en suelos bajo riego, y en el desarrollo y crecimiento de diferentes cultivos que se explotan en la agricultura.

Cuadro 9. Lineamientos para evaluar la calidad del agua para riego.

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción de uso		
		Ninguna	Ligera a moderada	Severa
Salinidad (afecta la disponibilidad de agua para el cultivo)				
CEa. (o)	dS.m <sup>-1</sup>	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
TSD	mg.L <sup>-1</sup>	< 450	450 – 2000	> 2000
Infiltración (reduce infiltración; se evalúa usando conjuntamente a la vez la EC y la RAS)				
RAS = 0 - 3 y ECa =		> 0.7	0.7 – 0.2	< 0.2
RAS = 3 - 6		> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
RAS = 6 -12		> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
RAS = 12 - 20		> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
RAS = 20 - 40		> 5.0	5.0 – 2.9	< 2.9
Toxicidad de iones específicos (afectan cultivos sensibles)				
Sodio (Na)				
Riego por superficie.	RAS	< 3.0	3.0 – 9.0	> 9.0
Riego por aspersión.	meq.L <sup>-1</sup>	< 3.0	> 3.0	
Cloro (Cl)				
Riego por superficie.	meq.L <sup>-1</sup>	< 4.0	4 -10.0	> 10.0
Riego por aspersión.	meq.L <sup>-1</sup>	< 3.0	> 3.0	
Boro (B)	meq.L <sup>-1</sup>	< 0.7	0.7 – 3	> 3.0
Varios (afectan cultivos sensibles)				
Nitrógeno (NO <sub>3</sub> – N)	meq.L <sup>-1</sup>	< 5.0	5.0 -30.0	> 30.0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> ) (aspersión foliar únicamente)	meq.L <sup>-1</sup>	< 1.5	1.5 – 8.5	> 8.5
pH	Amplitud Normal		6.5 – 8.4	
*Cl/SO <sub>4</sub> > Halofitismo, Suculencia				
*Cl/SO <sub>4</sub> < Leñosidad, Xerofitismo				
*HCO <sub>3</sub> /Cl + SO <sub>4</sub> > Viscosidad de las paredes celulares				

Fuente: Ayers y Westcot, 1987.

\*Velázquez, 2001.

### 5.13 Criterios de salinidad

La salinidad es la concentración de sales minerales presentes y disueltas en las aguas de riego y en las soluciones de suelos sobre una base de volumen o peso. Los solutos más comunes que comprenden las sales minerales disueltas son los cationes  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  y los aniones  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y se considera algunas veces el ión nitrato  $\text{NO}_3^-$ . También se señalan otros constituyentes que contribuyen a la salinidad en las aguas y en las soluciones de suelos hipersalinos y estas incluyen:  $\text{B}^{3+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Li}^+$ ,  $\text{SO}_3^{2-}$ ,  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$ .

#### 5.13.1 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es uno de los índices más frecuentes que analiza el riesgo de salinidad, basándose en la concentración de sales del agua de riego. Casi todas las aguas para riego que se han usado por mucho tiempo tienen una conductividad eléctrica menor a  $2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Ocasionalmente se usan aguas de mayor conductividad, pero las cosechas obtenidas no han sido satisfactorias, excepto en raras ocasiones (Richards, 1973). Para fines de diagnóstico y de clasificación de las aguas de riego de acuerdo con su conductividad eléctrica, se debe tomar en cuenta lo siguiente:

- a. Aguas con  $\text{CE} < 250 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Son satisfactorias para el riego por lo que respecta a la concentración de sales (C1).
- b. Aguas con CE entre 250 y  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Los cultivos sensibles pueden ser afectados de manera adversa (C2).
- c. Aguas con CE entre 750 y  $2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Se obtiene un rendimiento adecuado de las plantas, siempre y cuando se haga un buen manejo de los suelos y se cuente con drenaje eficiente, sin embargo, si el lavado y drenaje no son adecuados se presentarán condiciones de salinidad (C3).
- d. Aguas con  $\text{CE} > 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ . El empleo de esta agua es una excepción y en pocas ocasiones se tienen buenas cosechas. Únicamente los cultivos más tolerantes a las sales se pueden desarrollar bien (C4).

En el sistema internacional de unidades (SI), mhos esta denominado como siemens (S), (Jurinak y Suarez, 1990). El siemens es también demasiado grande para medir la

conductancia eléctrica en la mayoría de los sistemas acuosos naturales. De ahí que entonces, se trabaje con unidades de milisiemens por cm ( $S \times 10^{-3}$ ), esto es  $mS \text{ cm}^{-1}$ . Y debido a que la unidad básica de longitud en el SI es el metro, la dimensión que se prefiere para la conductividad eléctrica es el decisiemens por metro ( $dS \text{ m}^{-1}$ ), de tal manera entonces se tiene:  $dS \text{ m}^{-1} = mS \text{ cm}^{-1} = mmhos \text{ cm}^{-1}$ .

### 5.13.2 Presión osmótica

El potencial osmótico es el componente del potencial del agua, que resulta de la presencia de partículas de soluto y es equivalente a la presión osmótica en concepto, pero de signo opuesto (Maas y Hoffman, 1977; Munns y Tester, 2008). El potencial osmótico puede ser expresados en términos de presión (Ramírez, 1988). Para el cálculo de la presión osmótica se tiene la siguiente ecuación que resulta de la combinación de la ley de Boyle, ley de Charles y la ley de Avogadro (Chang, 2007).

$$\pi V = nRT$$

Donde:

$\pi$  = Presión osmótica (atm)

$n$  = Concentración de la solución (mol)

$R$  = Constante general de los gases ( $L \text{ atm mmol}^{-1}/K \text{ mol}$ )

$T$  = Temperatura absoluta ( $^{\circ}K$ )

$V$  = Volumen ocupado (L)

Al despejar  $\pi$ , la ecuación queda como sigue:  $\pi = \left(\frac{n}{V}\right) RT$ . En donde  $n/V$  es igual a moles por litro y esto es igual a la concentración ( $c$ ), por lo tanto, la presión osmótica se puede expresar en unidades de concentración:

$$\pi V = cRT$$

En esta ecuación  $c$  es la molaridad de la disolución (Benson, 2007; Valencia y Garín, 2007).

Richards (1990), en base a datos experimentales del personal de laboratorio de los Estados Unidos de Norteamérica, propone la siguiente ecuación para la estimación de la presión osmótica.

$$\pi = 0.36 CE$$

Donde:

$\pi$  = Presión osmótica (atm)

$CE$  = Conductividad eléctrica (dS m<sup>-1</sup>)

La presión osmótica de una solución diluida es una propiedad coligativa directamente proporcional a la concentración de solutos de una solución (Castillo, 2003); por lo tanto, se puede establecer una igualdad entre la concentración total de sólidos solubles y la presión osmótica, y obtener una ecuación que nos permita estimar con mayor confiabilidad la presión osmótica.

$$\pi = 0.36 CE$$

$$STD = 640 CE$$

$$CE = \pi/0.36$$

$$CE = STD/640$$

Estableciendo la igualdad tenemos:

$$CE = \pi/0.36 = STD/640$$

$$\pi = 0.36/ 640 STD$$

$$\pi = 5.625 \times 10^{-04} STD$$

Donde:

$\pi$  = Presión osmótica (atm)

$CE$  = Conductividad eléctrica (dS m<sup>-1</sup>)

$STD$  = Sólidos totales disueltos (mg L<sup>-1</sup>)

## 5.14 Criterios de sodicidad

Cuando se tienen altos valores de sodio intercambiable en los suelos, éstos presentan disminuciones en la permeabilidad, alteraciones en el medio poroso y efectos tóxicos del  $\text{Na}^+$  que se encuentra absorbido en las plantas sensibles a este elemento (Kovda *et al.*, 1967; Bower, 1959; Ortega, 1993).

Los efectos del sodio intercambiable, en los suelos son evidentes debido al encharcamiento y a la disminución de la velocidad de infiltración del agua de riego. La toxicidad del ión sodio se manifiesta generalmente mediante coloraciones cafés en las hojas de los cultivos, así como por la caída simultánea de éstas.

Con respecto al contenido de sodio en las aguas de riego; las aguas se clasifican utilizando la relación de adsorción de sodio o RAS (Figura 1). Esta clasificación de las aguas de riego, se basa principalmente en el efecto que tiene el ión sodio adsorbido, sobre las condiciones físicas de los suelos (Richards, 1973).

- a. **Aguas bajas en sodio (S1).** Pueden utilizarse para riego agrícola en la mayoría de los suelos, con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. Aunque no obstante, los cultivos sensibles, como algunos frutales y aguacates, pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.
- b. **Aguas medias en sodio (S2).** En suelos de composición mecánica fina, el sodio representa un peligro considerable, y más aún, si dichos suelos poseen una alta capacidad de intercambio de cationes, y especialmente bajo condiciones de lavado deficiente, a menos que el suelo contenga yeso. Estas aguas solo pueden usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos de buena permeabilidad.
- c. **Aguas con altos contenidos de sodio (S3).** Estas aguas pueden producir niveles altos de sodio intercambiable en la mayoría de los suelos, por lo que éstos necesitarán prácticas especiales de manejo, es decir, buen drenaje, fácil lavado y suficientes adiciones de materia orgánica. Probablemente los suelos yesíferos desarrollarán niveles perjudiciales de sodio intercambiable, cuando se riegan con este tipo de aguas. Puede requerirse el uso de mejoradores químicos

para sustituir al sodio intercambiable, sin embargo, tales mejoradores no serán económicos si se usan aguas de muy alta salinidad.

- d. **Aguas con muy altos contenidos de sodio (S4).** Estas aguas son inadecuadas para riego, excepto cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo o la aplicación de yeso u otros mejoradores no sobrepase el umbral económico el empleo de esta clase de aguas.

Para una clasificación de las aguas de riego, se utiliza ampliamente el Diagrama de Richards, (1973) que relaciona fundamentalmente la conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de riego, y la adsorción de sodio RAS de dichas aguas. En la Figura 1, se presenta el diagrama de Richards, (1973).

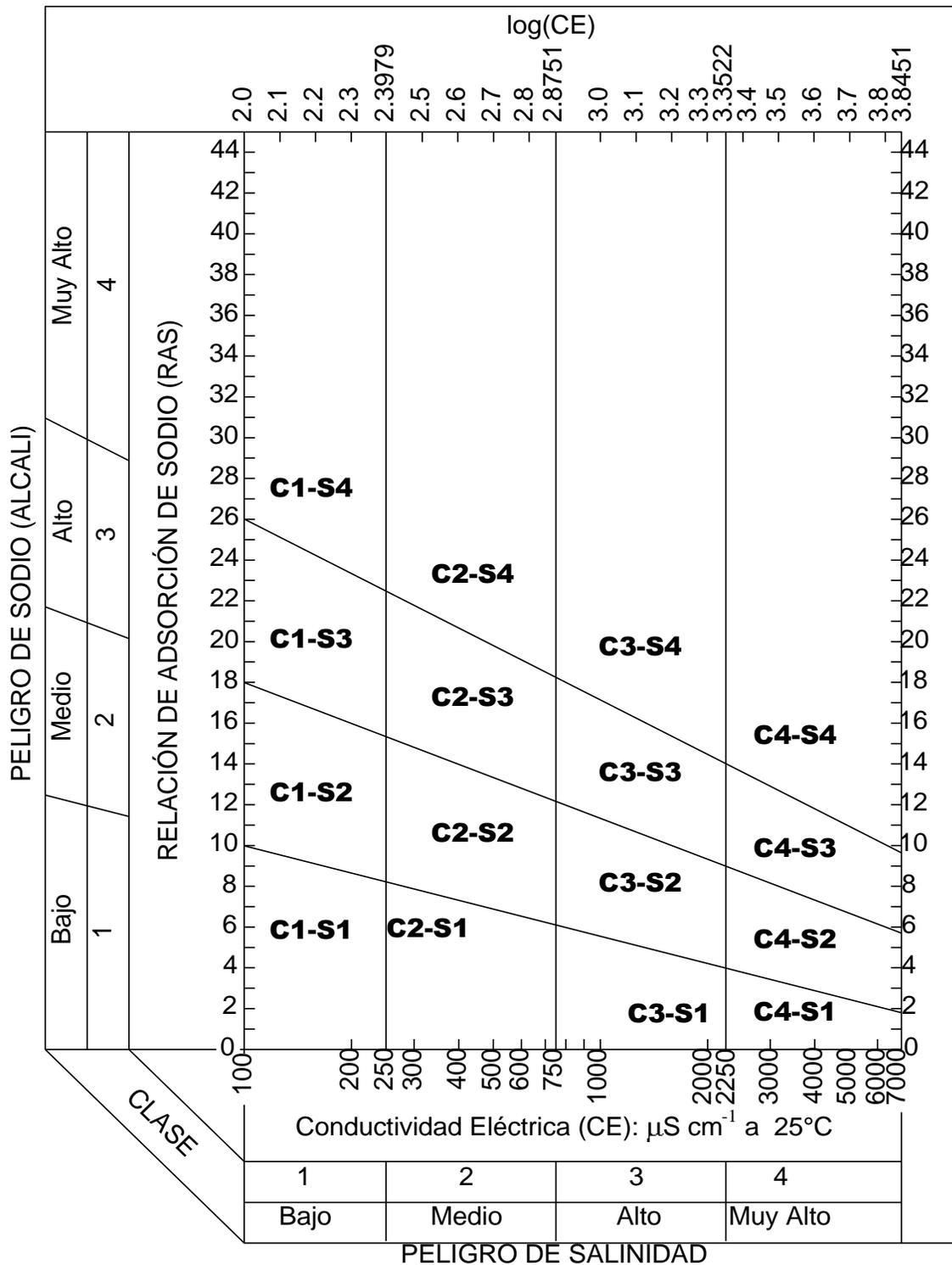


Figura 1. Diagrama para la clasificación de las aguas para riego (Richards, 1973).

### 5.14.1 Relación funcional: Por ciento de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS)

La posibilidad de predecir la distribución de iones en la solución del suelo y los iones adsorbidos en los sistemas coloidales de los suelos, es de mucha importancia para el manejo de suelos con problemas de salinidad y de sodicidad (Kaledhonkar *et al.*, 2006). La complejidad de la fracción arcillosa y la naturaleza multiiónica de la solución del suelo, hacen difícil una definición rigurosa de una distribución de iones en el complejo de intercambio catiónico. Un parámetro de evaluación de la posibilidad de uso de una determinada agua de riego es el nivel en que el por ciento de sodio intercambiable (PSI) se encontrará en el suelo debido a procesos de adsorción de sodio de las aguas de riego en el complejo de intercambio catiónico de suelos (Tedeshi y Aquila, 2005; Bhardwaj *et al.*, 2008).

El PSI de un suelo puede ser estimado de la relación de adsorción de sodio (RAS) del agua, cuando el agua está en equilibrio con el suelo, y en condiciones de saturación (Frenkel y Adas, 1978). La ecuación para calcular el PSI a partir de la relación de adsorción de sodio, se obtiene de la siguiente manera:

$$\frac{XNa}{CIC - XNa} = kg RAS \text{ y } PSI = \frac{XNa}{CIC} 100$$

Después de hacer los arreglos correspondientes la ecuación final es:

$$\frac{PSI}{100 - PSI} = kg RAS$$

Y despejando PSI nos queda como resultado:

$$PSI = \frac{kgRAS}{1 + kgRAS} 100$$

Esta es la ecuación para calcular el porcentaje de sodio intercambiable de un suelo conociendo la relación de adsorción de un agua de riego determinada en condiciones de equilibrio y saturación del suelo con esa agua.

### 5.14.2 Ecuación de intercambio catiónico de Gapon

Una aproximación común del intercambio de iones es aplicar el principio de la ley de acción de masas. La reacción de intercambio catiónico de Gapon, ha sido ampliamente utilizada en los estudios de salinidad y de sodicidad (Bower, 1959; Endo *et al.*, 2002; Evangelou y Coale 1987; Evangelou y Phillips, 1987; Evangelou y Marsi, 2003; James *et al.*, 1982; Oster y Sposito, 1980; Ould *et al.*, 2007; Pratt *et al.*, 1962; Salinity Laboratory Staff U.S. 1954; Sposito, 1977; Velázquez, 2001; Velázquez *et al.*, 2002).

La expresión original de intercambio de iones Na-Ca se expresa como sigue:



Dónde: Las concentraciones de los iones en solución se expresan en Mol L<sup>-1</sup>. Las concentraciones de los iones en el complejo de intercambio de cationes están expresadas en cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>.

En condiciones de equilibrio esta ecuación de acuerdo con Jurinak y Suarez (1990), se escribe como sigue:

$$kg = \frac{XNa(C_{Ca^{2+}})^{1/2}}{XCa_{1/2}(C_{Na^+})}$$

Dónde: kg, es el coeficiente de selectividad iónica de Gapon y que se asume como constante, para cada suelo en particular.

La relación de iones adsorbidos y en solución, por consiguiente se expresa como:

$$\frac{XNa}{Ca_{1/2}X} = kg \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{C_{Ca^{2+}}}}$$

El laboratorio de salinidad de los Estados Unidos, 1954 (Jurinak *et al.*, 1984; Salinity Laboratory Staff US, 1954) consideraron que el ión magnesio Mg<sup>2+</sup> se comporta de manera similar al ión calcio Ca<sup>2+</sup>, en la fase adsorbida del complejo de intercambio catiónico. Si se toma en cuenta la modificación introducida a la ecuación de Gapon, entonces ésta se expresa como sigue:

$$\frac{X_{Na}}{Ca_{1/2}X} = kg' = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{(C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}})}} = kg' RAS$$

Donde  $kg'$ , es el coeficiente de selectividad iónica de Gapon modificado, expresado en  $(mmol L^{-1})^{-1/2}$  y RAS, es la relación de adsorción de sodio, que se encuentra definida como sigue:

$$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{(C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}})}}$$

Dónde: Las concentraciones totales analíticas están expresadas en  $mmol L^{-1}$ .

Y por consiguiente, debido a que el  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  y  $Na^+$  son los cationes intercambiables más comunes en el suelo de las zonas áridas, la ecuación se puede simplificar como sigue:

$$\frac{X_{Na}}{CIC - X_{Na}} = kg' RAS = RSI$$

Dónde: RSI, se conoce como la relación de sodio intercambiable.

En términos del porcentaje de sodio intercambiable PSI la ecuación se expresa así:

$$\frac{PSI}{100 - PSI} = kg' RAS = RSI$$

$$\text{Donde: PSI es, } \frac{X_{Na}}{CIC} 100$$

Y puesto que es difícil obtener datos confiables de los cationes intercambiables, de aquí que entonces, la relación de adsorción de sodio RAS de la solución del suelo o de los diferentes extractos de saturación y de las aguas para riego, ha sido utilizada como el parámetro fundamental para el diagnóstico de peligros de sodicidad de los suelos, cuando estos se encuentran en condiciones de equilibrio con las aguas de riego (Velázquez, 2001).

El valor de la constante de selectividad iónica de Gapon ( $kg$ ) se determina al graficar la relación funcional RSI-RAS; y considerando que esta dependencia es lineal, entonces, la pendiente se obtiene aplicando la técnica de regresión lineal.

Cuando la relación de sodio intercambiable  $RSI \leq 30$ , el valor del coeficiente de selectividad iónica de  $kg' = (0.015 \text{ mmol L}^{-1})^{-1/2}$  es constantemente utilizado en estudios de campo. Y entonces, de manera correspondiente, como una buena aproximación de los niveles de sodicidad en los suelos (es decir, los valores de sodio intercambiable), los valores de RAS y el PSI se pueden asumir como iguales o equivalentes. Sin embargo, en recientes estudios que se han llevado a cabo, señalan que diferentes factores influyen en la relación funcional conjunta RSI-RAS.

En diversas investigaciones se han determinado diferentes valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon (Arora y Singh, 1980; Levy *et al.*, 1972; Pratt *et al.*, 1962; Rhoades y Krueger, 1968; Rhue y Mansell, 1988) obteniéndose un rango de valores de 0.016 a 0.008  $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$ . El laboratorio de salinidad de los Estados Unidos, para los suelos de zonas áridas y semiáridas del oeste del país mencionado, recomienda un valor del coeficiente de selectividad iónica de Gapon de 0.015  $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$ .

Estas observaciones nos indican que para determinar con exactitud el valor del coeficiente de selectividad iónica de Gapon ( $kg$ ), es necesario evaluar este coeficiente experimentalmente, con los suelos en los que se requiere estimar el coeficiente de Gapon (Doering y Willis, 1980; Jurinak *et al.*, 1984). Las variaciones del coeficiente de selectividad iónica de Gapon dependen de la mineralogía de los cristales arcillosos y de los grupos funcionales de las moléculas orgánicas (Bower y Goertzen, 1955; Evangelou y Phillips, 1987; Frenkel y Alperovitch, 1984; Frenkel y Hadas, 1978; Harron *et al.*, 1983; Harwad y Coleman, 1953; Levy *et al.*, 1972; Nadler y Magaritz 1981; Rao *et al.*, 1968).

#### **5.14.3 Relación de adsorción de sodio original o explícito**

El RAS de una determinada agua de riego ( $RAS_{AR}$ ), puede ser usada como medida de peligro de sodicidad de esta agua, dado que este  $RAS_{AR}$  está relacionado con el RAS que se tendrá como resultante en el agua del suelo ( $RAS_{AS}$ ), cuando se tuvieran

condiciones ideales de equilibrio. Sin embargo, uno de los mayores factores que afectan los valores del RAS final de agua del suelo, es la pérdida o ganancia en contenidos de calcio y de magnesio debido a la precipitación o disolución de carbonatos alcalino-térreos. Un factor adicional es la introducción de calcio y magnesio, además de los bicarbonatos, en la solución del suelo debido al intemperismo de ciertos minerales del suelo (Amrhein y Suarez, 1991; Paliwai y Gandhi, 1976).

Por lo tanto este parámetro se ha utilizado por diferentes autores (Amrhein y Suarez, 1991; Jurinak *et al.*, 1990; Kopittke *et al.*, 2006; Minhas *et al.*, 1994; Nadhler y Magaritz, 1981; Pal y Tripathi, 1982; Paliwai y Gandhi, 1976; Sharma y Minhas, 1998; Singh *et al.*, 1992; Suarez, 1981; Suarez *et al.*, 2006), con muchas ventajas para hacer un excelente diagnóstico de problemas de sodicidad en suelos, en lugar de la determinación directa del porcentaje de sodio intercambiable.

Para poder inferir sobre los contenidos de sodio intercambiable en suelos, como resultado de un estado de equilibrio entre el RAS de las aguas residuales de los suelos y el porcentaje de sodio intercambiable de los mismos, se calcula el valor de la relación de adsorción de sodio de aguas de riego en sus valores originales o explícitos, es decir, sin considerar variaciones en las concentraciones de calcio y de magnesio. Estos valores de RAS son explícitos y son considerados por la siguiente ecuación:

$$\text{RAS} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$$

Dónde: RAS, es la relación de adsorción de sodio explícita  $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$ ,  $C_{\text{Na}}$ ,  $C_{\text{Ca}}$ ,  $C_{\text{Mg}}$ , son las concentraciones de iones expresados  $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})$ .

#### **5.14.4 Relación de adsorción de sodio ajustado**

Otro valor de RAS, es aquel que considera variaciones en la composición de aguas de riego, en lo que concierne a la cuantificación de efectos de precipitación o disolución de carbonato de calcio (Bower *et al.*, 1968; Bower *et al.*, 1965).

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)]$$

Dónde:  $RAS_{aj}$ , son los valores que se obtienen al modificar los valores del RAS original o explícito de las aguas de riego expresados en  $mmol_c L^{-1}$  RAS, son los valores que se obtienen de manera explícita de las determinaciones del  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  de las aguas de riego expresadas en  $mmol_c L^{-1}$ ; 8.4 es el valor del pH de un suelo calcáreo no sódico en equilibrio con el  $CO_2$  con la atmosfera;  $pH_c$ , son los valores teóricos del agua de riego que tendrá cuando esta agua esté en equilibrio con el  $CaCO_3$ .

El término  $(8.4 - pH_c)$ , refleja la tendencia del agua de riego que se aplica a los suelos, de precipitar o disolver la calcita. Cuando  $(8.4 - pH_c) > 0$  para un agua de riego, el carbonato de calcio precipita en el suelo y cuando  $(8.4 - pH_c) < 0$ , entonces, el agua de riego que se aplica a los suelos, solubiliza el carbonato de calcio que se encuentra en el suelo (Bower *et al.*, 1965).

*La precipitación de bicarbonatos en el agua de riego.* Aunque el contenido de bicarbonatos en las aguas de riego no se ha incorporado en ningún diagrama de clasificación de las aguas de riego, éstos deben tomarse en cuenta en cualquier esquema de clasificación de las aguas de riego.

Cuando las aguas residuales de riego poseen concentraciones apreciables de iones bicarbonato ( $HCO_3^-$ ); como son las aguas residuales que riegan las áreas agrícolas de los valles aledaños a los ríos que son sujetos de estudio en el presente trabajo, es necesario considerar que, una determinada fracción de los contenidos de calcio se precipita de acuerdo con la ecuación siguiente:



La precipitación de la calcita causa una disminución en la salinidad del suelo, sin embargo, aumenta la proporción del sodio en la solución del suelo, por consiguiente se aumenta el sodio intercambiable en el complejo de intercambio catiónico de los suelos.

Y aunque la magnitud de la precipitación de los bicarbonatos de las aguas de riego, depende de una variedad de condiciones tales como: prácticas de manejo del agua de riego, de las condiciones y tipos de suelos, así como de las composiciones iónicas de las mismas aguas. Es entonces necesario contar con un índice que nos muestre la tendencia de la precipitación del carbonato de calcio de las aguas de riego.

Langelier (1936) propuso un índice denominado “Índice de Saturación” que señala con que magnitud en las aguas que fluyen en un sistema cerrado (sin pérdida de  $\text{CO}_2$ ) se precipita o se disuelve la calcita.

El índice de saturación está definido como pH actual de un agua ( $\text{pH}_a$ ) menos el pH teórico ( $\text{pH}_c$ ) que el agua deberá tener si esta agua está en equilibrio con la calcita (Bower *et al.*, 1965; Langelier, 1936). Este índice de saturación se define como sigue:

$$\text{Índice de Saturación (IS)} = \text{pH}_a - \text{pH}_c$$

Los valores positivos de éste índice mostrarán que la calcita se precipitará del agua de riego. Los valores negativos de este índice, indicarán que la calcita se disolverá en el agua de riego, es decir, el carbonato de calcio en el agua de riego, se encontrará en forma disociada formando iones de calcio así como iones bicarbonato. La ecuación de Langelier (Bower *et al.*, 1968; Bower *et al.*, 1965), para calcular el  $\text{pH}_c$  de los análisis químicos de las aguas de riego es:

$$\text{pH}_c = (\text{pk}_{2'} - \text{pk}_{c'}) + \text{pCa} + \text{pAlk}$$

Dónde:  $\text{pCa} + \text{pAlk}$ , son los logaritmos negativos de la concentración molar del  $\text{Ca}^{2+}$  y de la concentración equivalente de las bases titulables ( $\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$ ) respectivamente;  $\text{pk}_{2'} - \text{pk}_{c'}$ , son los logaritmos negativos de la segunda constante de solubilidad del ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) y la constante de solubilidad del carbonato de calcio respectivamente, ambos corregidos por su fuerza iónica (I).

En lisímetros experimentales de invernadero (Bower, 1965; Pratt *et al.*, 1969; Pratt and Suarez, 1990) encontraron que una fracción de bicarbonatos, aplicados en agua de riego se precipitaron en el suelo y que ampliamente esta precipitación está relacionada con una modificación del índice de saturación de (Langelier, 1936).

Esta modificación del índice de saturación de Langelier; consiste en sustituir el pH de un suelo que tiene propiedades buffer, por el pH actual del agua de riego (pH<sub>a</sub>) con propiedades buffer pequeñas, de tal manera que, aunque la ecuación de Langelier fue derivada para un sistema cerrado, (Bower, 1965; Pratt *et al.*, 1969), en lisímetros de invernadero en un sistema abierto, señalan que la aplicación de cierta agua de riego en el suelo, de valor de pH cualquiera, pueden entonces, calcularse los valores de pH teórico (pH<sub>c</sub>) como una medida de la tendencia del carbonato de calcio a precipitarse de la solución acuosa.

La corrección por fuerza iónica (I) de los valores de pk<sub>2</sub>' y pk<sub>c</sub>', son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico y la constante de solubilidad de la calcita, se lleva a cabo de acuerdo con la ecuación de Debye y Hückel con una determinada fuerza iónica (I). De tal manera que para el cálculo de (pk<sub>2</sub>' y pk<sub>c</sub>') y el cálculo de (I) se utiliza la siguiente ecuación:

$$(pk_{2'} - pk_{c'}) = \left\{ 2.0269 + \left[ 0.5092 \left( \frac{4.0(I)^{1/2}}{1.0 + 2.0(I)^{1/2}} + \frac{(I)^{1/2}}{1.0 + 1.45(I)^{1/2}} \right) \right] \right\}$$

El último término de esta ecuación expresa y proporciona la corrección de Debye y Hückel para una fuerza iónica determinada (I). El número 2.0269 es la diferencia entre pk<sub>2</sub>' y pk<sub>c</sub>'; utilizando K<sub>2</sub>= 4.7 x 10<sup>-11</sup> y kc = 5.0 x 10<sup>-9</sup> como los valores numéricos de estas constantes.

#### **5.14.5 Relación de adsorción de sodio corregido**

Como la relación de adsorción de sodio RAS sigue siendo el único parámetro para predecir los niveles de sodio intercambiable en los suelos, y si se toman en cuenta, las consideraciones que han sugerido diferentes autores para señalar las variaciones de las cantidades de los iones de calcio en las soluciones acuosas y de los suelos, Suárez (1981) propuso una corrección a la forma de tomar en cuenta la concentración de los iones de calcio que llamó RAS<sub>corr</sub> = RAS°, cuando éste valor se introduce en la fórmula del RAS. Este autor señala que la presión parcial del bióxido de carbono del aire de los primeros milímetros del suelo debe tomarse en cuenta. Y propone que la presión parcial del bióxido de carbono debe ser de 0.0007 atmósferas o 0.07 kPa.

La fórmula de la relación de adsorción de sodio, que toma en cuenta la presión parcial del bióxido de carbono se representa como sigue:

$$RAS^{\circ} = \frac{C_{Na^{+}}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$$

Dónde:  $RAS^{\circ}$ , es el valor del RAS de una agua de riego que toma en cuenta la presión parcial del  $CO_2$ ,  $P_{CO_2} = 0.0007$  atmósferas y una relación determinada de  $HCO_3^-/Ca$ ;  $C_{Na^{+}}$ ,  $C_{Ca^{2+}}$ ,  $C_{Mg^{2+}}$  son las concentraciones de estos iones expresadas en  $mmol_c L^{-1}$ .

Para calcular la concentración de calcio ( $Ca^{\circ}$ ) que debe introducirse en la fórmula de la relación de adsorción de sodio, se toma en cuenta la relación  $HCO_3^-/Ca^{2+}$ , expresada en  $mmol_c L^{-1}$  y la conductividad eléctrica, expresada en  $mS cm^{-1}$  de las aguas de riego que se aplican a los suelos (Ayers y Westcot, 1987), (Cuadro 10).

La solubilidad del bióxido de carbono en el agua de riego se presenta como sigue:



Y el sistema carbonato-bicarbonato de disolución o precipitación de la calcita se representa de la siguiente manera:



Cuadro 10. Concentración de calcio (Ca<sup>o</sup>) en el agua del suelo, contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/Ca<sup>2+</sup> y conductividad eléctrica del agua de riego (CE)a.

SALINIDAD DEL AGUA DE RIEGO APLICADA CE mS cm <sup>-1</sup>												
Valor de $\frac{HCO_3^-}{Ca^{2+}}$ mmol/L	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1	1.5	2	3	4	6	8
0.05	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
0.10	8.30	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
0.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	9.57	7.91
0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
0.35	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.58	1.63	1.70
2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
4.50	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58
20.00	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37
30.00	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28

Fuente: Suárez, 1981. a. Supone: a una fuente de calcio proveniente de silicatos o caliza CaCO<sub>3</sub>, b. no existe precipitación de magnesio y c. la presión relativa del CO<sub>2</sub> de la superficie del suelo es de 0.0007 atmósferas.

Además de los índices de calidad del agua que expresan procesos físico-químicos como lo es la relación funcional PSI-RAS, también se calcularon índices de calidad del agua de riego que indican la predominancia de un determinado ión como son los que a continuación se presentan.

### 5.14.6 Índice de salinidad efectiva

Este índice estima el peligro que pueden producir las sales solubles del agua al formar parte de la solución del suelo, es decir, que al sustraerse de la concentración total, los carbonatos de calcio, magnesio y los sulfatos de calcio se precipitan en el momento en que el agua de riego pasa a formar parte de la solución del suelo. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un contenido alto de carbonatos y bicarbonatos (Doneen, 1958).

La salinidad efectiva se calcula con las siguientes ecuaciones:

$$\text{Si } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{SO}_4^{2-})$$

Entonces:

$$\text{SE} = \text{suma de cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$$

$$\text{Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}); \text{ pero } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$$

Entonces:

$$\text{SE} = \text{Suma de cationes} - \text{Ca}^{2+}$$

$$\text{Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{ pero } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$$

Entonces

$$\text{SE} = \text{suma de cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$$

$$\text{Si } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$$

Entonces:

$$\text{SE} = \text{suma de cationes} - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Dónde: Todos los iones están expresados en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ .

Los valores recomendados de acuerdo al índice de salinidad efectiva (Doneen, 1958), se presentan en el Cuadro 11.

Cuadro 11. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad efectiva.

Clase	Salinidad Efectiva (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )
Buena	< 3
Condicionada	3 a 15
No recomendable	> 15

Fuente: Doneen, 1958.

#### 5.14.7 Índice de salinidad potencial

Este índice determina la cantidad de Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> que puede ser perjudicial a los cultivos debido al incremento de la presión osmótica de la solución del suelo. Los cloruros y sulfatos son sales que se quedan en la solución del suelo, cuando la humedad aprovechable por las plantas es <50% (Doneen, 1958). La fórmula para determinar la salinidad potencial es la siguiente:

$$SP = Cl^{-} + \frac{1}{2}SO_4^{2-}$$

Dónde: Las concentraciones de estos iones están expresadas en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.

En el Cuadro 12, se presenta la clasificación de las aguas de acuerdo al índice de salinidad potencial (Doneen, 1958).

Cuadro 12. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial.

Clase	Salinidad Potencial (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )
Buena	< 3
Condicionada	3 a 15
No recomendable	> 15

Fuente: Doneen, 1958.

#### 5.14.8 Problemas de infiltración en suelos bajo riego

Un problema de infiltración en los suelos se presenta cuando el agua de riego no atraviesa la superficie del suelo a una velocidad lo suficientemente rápida, como para no permitir que se restituya el agua que se ha consumido por los cultivos agrícolas en diferentes riegos. Esta disminución en la velocidad del paso del agua a través del suelo se debe a modificaciones del medio poroso de los suelos (McNeal, 1968).

Los factores de calidad del agua que suelen influir en la infiltración, son el contenido total de sales y el contenido de sodio en relación a los contenidos de calcio y magnesio. Una alta salinidad aumenta la velocidad de infiltración, mientras que una baja salinidad, o una proporción alta de sodio sobre el calcio, la disminuyen. Ambos factores (salinidad y proporción de sodio) pueden actuar simultáneamente.

Los problemas de infiltración ocasionados por la deficiente calidad del agua, ocurren por lo general en los primeros centímetros del suelo y están ligados con la estabilidad estructural del suelo y con el contenido de sodio en relación al calcio (Ayers y Westcot, 1987).

Una velocidad de infiltración de  $3 \text{ mm h}^{-1}$  es considerada baja, mientras que una infiltración por encima de  $12 \text{ mm h}^{-1}$  es relativamente alta. Además de la cantidad de agua, la infiltración está determinada por las características físicas del suelo, como la estructura, textura, grado de compactación, contenido de materia orgánica, tipo de minerales de la arcilla y por sus características químicas, incluyendo los cationes intercambiables.

La dispersión de los suelos y la destrucción de su estructura se producen únicamente cuando el contenido de sodio en el suelo supera al de calcio en una proporción por encima de 3:1. Este contenido relativo de sodio provoca serios problemas de infiltración, de la misma manera que una salinidad muy baja del agua. Esto se debe a la falta de suficiente calcio para contrarrestar los efectos dispersantes del sodio. La Figura 2, es utilizada para mostrar que tanto la salinidad del agua (CE) como su relación de adsorción de sodio (RAS) afectan la velocidad de infiltración (Ayers y Westcot, 1987; Kumar *et al.*, 2008; Wienhold y Trooien, 1998).

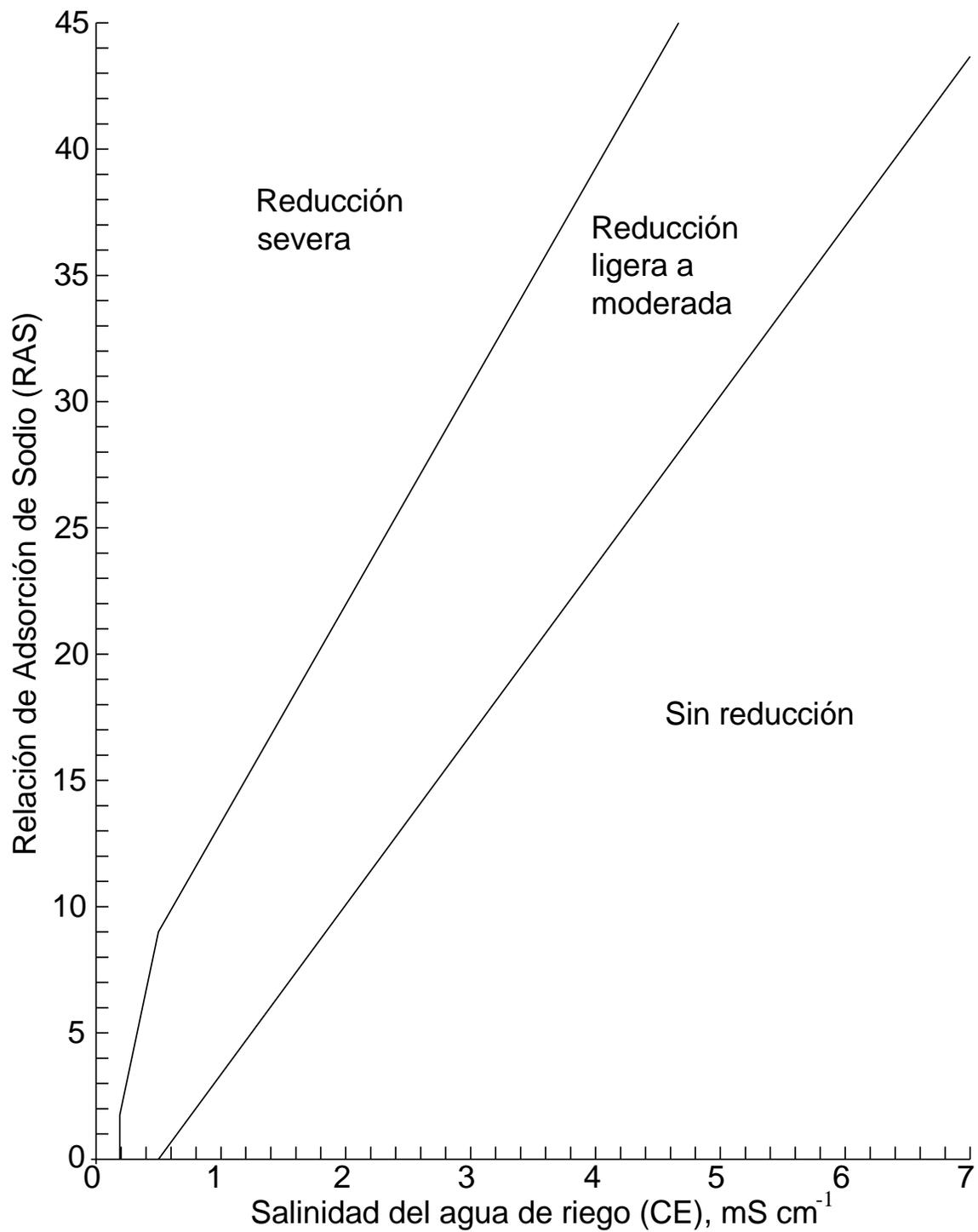


Figura 2. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  (Ayers y Wescot, 1987).

### 5.14.9 Carbonato de sodio residual

En los inicios de estudios sobre la calidad de las aguas superficiales y subterráneas para riego, se observó experimentalmente que los distintos tipos de aguas se infiltraban de manera diferente en los suelos agrícolas bajo riego; y como consecuencia de estas observaciones, se estableció que sus variadas composiciones químicas afectaban las propiedades físicas de los suelos, de manera diferente. Por lo que en esos tiempos se mencionaba que aguas duras hacían suelos blandos y aguas blandas hacían suelos duros. Hoy se sabe que las aguas blandas, ricas en bicarbonato de sodio propician considerablemente la acumulación de sodio intercambiable en los suelos. Cabe mencionar que uno de los procedimientos utilizados en el pasado para determinar los posibles problemas de infiltración fue el método del carbonato de sodio residual (CSR).

Para inferir experimentalmente sobre los problemas posibles de infiltración, durante el uso de las aguas de riego, se usa ampliamente el método de carbonato de sodio residual (CSR). Actualmente este parámetro (CSR), se utiliza para evaluar la calidad de las aguas de riego ricas en bicarbonatos de sodio, ya que, por lo general en la actualidad, debido a la demanda que se tiene de aguas de riego, se están aplicando aguas de la más diversa composición química y que son de baja y mediana concentración (Abbas *et al.*, 2007; Akhter *et al.*, 2004; Beletse *et al.*, 2008; Chahal y Kundu, 1985; Naidu y Rengasamy, 1993; Rahil y Antononopoulos, 2007; Suyama *et al.*, 2007; Zia *et al.*, 2007).

Eaton (1950), utilizó tres términos para referirse a estas reacciones:

1. Por ciento de sodio encontrado

$$\frac{\text{Na}^+}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+}$$

2. Por ciento de sodio posible

$$\frac{\text{Na} \cdot 100}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)}$$

3. Carbonato de sodio residual  $\text{Na}_2\text{CO}_3$

$$(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Los constituyentes iónicos en estas relaciones se expresan en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ .

El carbonato de sodio residual se calcula de acuerdo con la siguiente relación:

$$CSR = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Dónde: los iones en estas relaciones se expresan en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ , (Cuadro 13).

Cuadro 13. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el carbonato de sodio residual.

Clase	Carbonato de sodio residual ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )
Buena	<1.25
Condicionada	1.25 a 2.5
Modificada	>2.5

Fuente: Wilcox *et al.*, 1954.

Después de los trabajos de Eaton (1950) y Wilcox *et al.* (1954) se han utilizado para riego aguas de pozos profundos y aguas residuales con valores de carbonato de sodio residual más altos que los que propuso en su tiempo Eaton. Esto es debido a que en la actualidad, prácticamente se han utilizado en el riego de cultivos, todo tipo de aguas de la más variada composición química.

Las aguas que contienen  $CSR > 2.5 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$  han sido consideradas como insatisfactorias para riego, sin embargo, Gupta (1983) reportó que las aguas de riego que contienen  $CSR > 10 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ , y una conductividad eléctrica de  $2 \text{ mS cm}^{-1}$  así como un  $RAS < 10$ , pueden aplicarse prácticamente sin afectar el rendimiento del trigo en un suelo franco-arenoso calcáreo.

### 5.15 Criterios de toxicidad

Los problemas de toxicidad surgen cuando ciertos iones del suelo o del agua, son absorbidos por las plantas y acumulados en sus tejidos, en concentraciones lo suficientemente altas como para provocar daños y reducir los rendimientos de los cultivos. La magnitud de estos daños depende de la cantidad de iones absorbidos y de

la sensibilidad de las plantas (Munns y Tester, 2008). Los iones que con mayor frecuencia ocasionan toxicidad son sodio, cloro y boro (Pescod, 1992; Verma, 1983). Los problemas de toxicidad pueden ocurrir aún cuando estos iones se encuentren en concentraciones bastante bajas. Sin embargo, los problemas de toxicidad a menudo complican y complementan los problemas de salinidad y de infiltración.

#### **5.15.1 Sodio**

El sodio es perjudicial para los cultivos por varios motivos: a) es tóxico para la mayor parte de las plantas; b) dificulta la absorción de otros cationes necesarios para las plantas (antagonismo iónico); c) puede alcalinizar el suelo con lo que dispersa a la fase coloidal, destruyendo la estructura y reduciendo la permeabilidad y d) por su elevada solvatación aumenta el volumen de agua no accesible por las plantas (Ortega y Orellana, 2007; Ortega, 1983).

El sodio, además de su efecto indirecto por alteración de la estructura del suelo, provoca en las plantas daños similares a los originados por los cloruros y causa desequilibrios nutricionales que afectan la asimilación del calcio, magnesio y potasio (González, 2001; Maathuis, 2006).

#### **5.15.2 Cloro**

El cloro no es adsorbido por el complejo de cambio, pero se encuentra disuelto en la solución del suelo, de donde puede ser absorbido por las raíces y conducido a las hojas, donde se pueden acumular hasta niveles perjudiciales. Estos son generalmente de 0.3 a 1.0% respecto a la hoja en peso seco (Pizarro, 1985; Ayers y Westcot, 1987).

El exceso de cloro puede presentarse cuando se aplica el riego con agua residual, debido a que dicha agua normalmente recibe cloraciones antes de su uso (Seoáñez, 2005). También puede ser absorbido directamente por el follaje, cuando se riega por aspersion, en períodos de alta temperatura y baja humedad relativa. Para clasificar el agua por el contenido de cloruro, se utilizan los datos presentes en el Cuadro 14.

Cuadro 14. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a su contenido de cloruros.

Clasificación	Contenido de Cloruros ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )
Buena	<4.00
Condicionada	4.00-10.00
No recomendada	>10.00

Fuente: Ayers y Westcot, 1987.

### 5.15.3 Boro

El boro es un elemento esencial y potencialmente tóxico para las plantas cuando excede apenas ligeramente el nivel óptimo, se encuentra en casi todas las aguas naturales y es uno de los más tóxicos constituyentes del agua de riego, su concentración varía desde varias trazas hasta varias partes por millón (Gupta *et al.*, 1985; Keren y Miyamoto, 1990; Singh y Singh, 1983; S.R.H., 1971; Verma, 1983).

La toxicidad del boro se presenta en concentraciones arriba de  $1.25 \text{ mg L}^{-1}$  para la mayoría de las plantas (Fox, 1968; Gupta, 1983; Gupta *et al.*, 1985; Munns y Tester, 2008; Ortega *et al.*, 2005; Richard, 1968; Ryan *et al.*, 1977; Singh y Randhawa, 1980; Verma, 1983). Las plantas pueden crecer normalmente en cultivos sobre arena con trazas de boro ( $0.03\text{-}0.04 \text{ mg L}^{-1}$ ) y se presenta toxicidad cuando la concentración llega a  $1 \text{ mg L}^{-1}$  (Richard, 1968; Richards, 1973) y es suficiente para ocasionar sensibilidad en plantas de limón y naranjo, en tanto que la alfalfa logra desarrollo máximo si el agua de riego posee de 1 a  $2 \text{ mg L}^{-1}$  (Kelley, 1963).

Las aguas superficiales naturales rara vez contienen niveles tóxicos de boro, pero las aguas de manantiales y aguas de pozos pueden contener concentraciones tóxicas, principalmente en la cercanía de fallas tectónicas y en las zonas geotérmicas.

La clasificación de las aguas residuales con base en el contenido de boro se presenta en el Cuadro 15.

Cuadro 15. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el contenido de Boro  $\text{mg L}^{-1}$ .

Clase de agua	Grupo de cultivos		
	Sensibles	Semitolerantes	Tolerantes
Excelente	<0.33	<0.67	<1.00
Buena	0.33-0.67	0.67-1.33	1.00-2.00
Aceptable	0.67-1.00	1.33-2.00	2.00-3.00
Insegura	1.0-1.25	2.00-2.50	3.00-3.75
No recomendable	>1.25	>2.50	>3.75

Fuente: Scofield, 1936; Wilcox, 1948.

#### 5.15.4 Fosfatos

El fósforo puede existir en aguas en solución o suspensión, en estado mineral y orgánico y en forma de diferentes compuestos. La interacción del fósforo con la salinidad es altamente dependiente de la especie y etapa de desarrollo de la planta, concentración y tipo de salinidad así como de la concentración de P en el sustrato (Grattan y Grieve, 1994; Pal y Singh, 1985).

En las directrices para interpretar la calidad de las aguas para riego; Ayers y Wescot (1987) señalan que el contenido de fósforo en aguas de riego normalmente es de  $0.0\text{-}2.0 \text{ mg L}^{-1}$ .

#### 5.15.5 Sulfatos

Junto con los cloruros, los sulfatos son los principales aniones presentes en las aguas y son importantes en suelos salinos, pero su control se efectúa adecuadamente considerando volúmenes extra de agua en riegos para asegurar su salida fuera de la zona radical.

Las plantas pueden presentar sensibilidad a concentraciones altas de sulfatos ya que puede limitar la absorción del sodio y alterar el balance catiónico óptimo dentro de la planta, tal sensibilidad se encuentra relacionada con la tendencia de las altas concentraciones de sulfatos a limitar la absorción de calcio por las plantas.

Con la disminución de calcio, se encuentran asociados los incrementos en la absorción de sodio y potasio, de tal manera que los efectos de la alta concentración de sulfatos

en el sustrato pueden estar relacionados a una alteración del balance catiónico óptimo dentro de la planta (Richards, 1973).

#### **5.15.6 Nitratos**

El nitrógeno contenido en el agua de riego se encuentra disponible para las plantas, por lo tanto debe considerarse como parte integral del nitrógeno total requerido por los cultivos y del programa de fertilización.

Por su parte, el agua de riego puede contener niveles excesivos de nitrógeno para ciertos cultivos sensibles, los cuales en este caso presentarán un mayor crecimiento vegetativo que provocará un retraso en la maduración y baja calidad del producto (Ayers y Westcot, 1987).

#### **5.15.7 Silicio**

El silicio es el segundo elemento más abundante del planeta y se encuentra en la mayoría de las aguas. Es el constituyente común de las rocas ígneas, el cuarzo y la arena. El silicio existe normalmente como óxido (como  $\text{SiO}_2$  en la arena y como silicato  $\text{SiO}_3^{2-}$ ). Puede estar en forma insoluble, soluble y coloidal.

Muchas aguas naturales contienen menos de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de silicio, algunas pueden llegar a contener hasta  $80 \text{ mg L}^{-1}$ . Las aguas volcánicas lo contienen en abundancia. El análisis del Silicio en el agua, es de gran importancia para evitar la formación de depósitos duros de sílice en los suelos.

### **5.16 Clasificación hidrogeoquímica**

La interpretación de los datos obtenidos de los análisis químicos requiere inicialmente de un orden, en donde el objetivo es clasificar las aguas de acuerdo a características comunes, en este caso de acuerdo al catión y anión predominante. Existen varios tipos de diagramas para poder identificar las familias, el más usado es el diagrama triangular o de Piper (Pérez, 2002).

El diagrama triangular (Figura 3) como su nombre lo indica, consta de dos triángulos equiláteros en su parte inferior y un rombo en su parte superior. Cada uno de los vértices del triángulo representa el 100% de la concentración en  $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$  de un

determinado elemento y el 0% del elemento situado en el vértice siguiente según el sentido de las agujas del reloj. Sólo es posible representar tres aniones y tres cationes, pero es posible representar muchos análisis en el mismo gráfico. En el triángulo de la izquierda del diagrama se grafican los principales cationes en porcentaje de  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  y en el triángulo de la derecha los aniones (Custodio y Llamas, 1996; Martínez *et al.*, 2006).

Los datos se grafican trazando rectas paralelas al elemento opuesto del que se está representando, esto es que si se quiere representar el contenido de calcio, se debe dibujar una recta paralela al sodio más potasio y a su vez se traza otra recta del magnesio al calcio. Lo mismo se hace con los aniones, la recta del cloro con bicarbonatos y carbonatos y la de sulfatos paralela al cloro. Cuando ya se tiene las intersecciones se trazan líneas paralelas al magnesio y otra al sulfato hasta intersectarse en el rombo de la parte superior del diagrama.

En general, si los análisis químicos de las muestras de agua se agrupan en una sola zona del diagrama, todas pertenecen a una misma familia, si sucede lo contrario, se puede inferir que existe la posibilidad de alguna otra fuente o acuífero. Se denomina familia a las aguas que ha atravesado por las mismas formaciones geológicas (Martínez *et al.*, 2006).

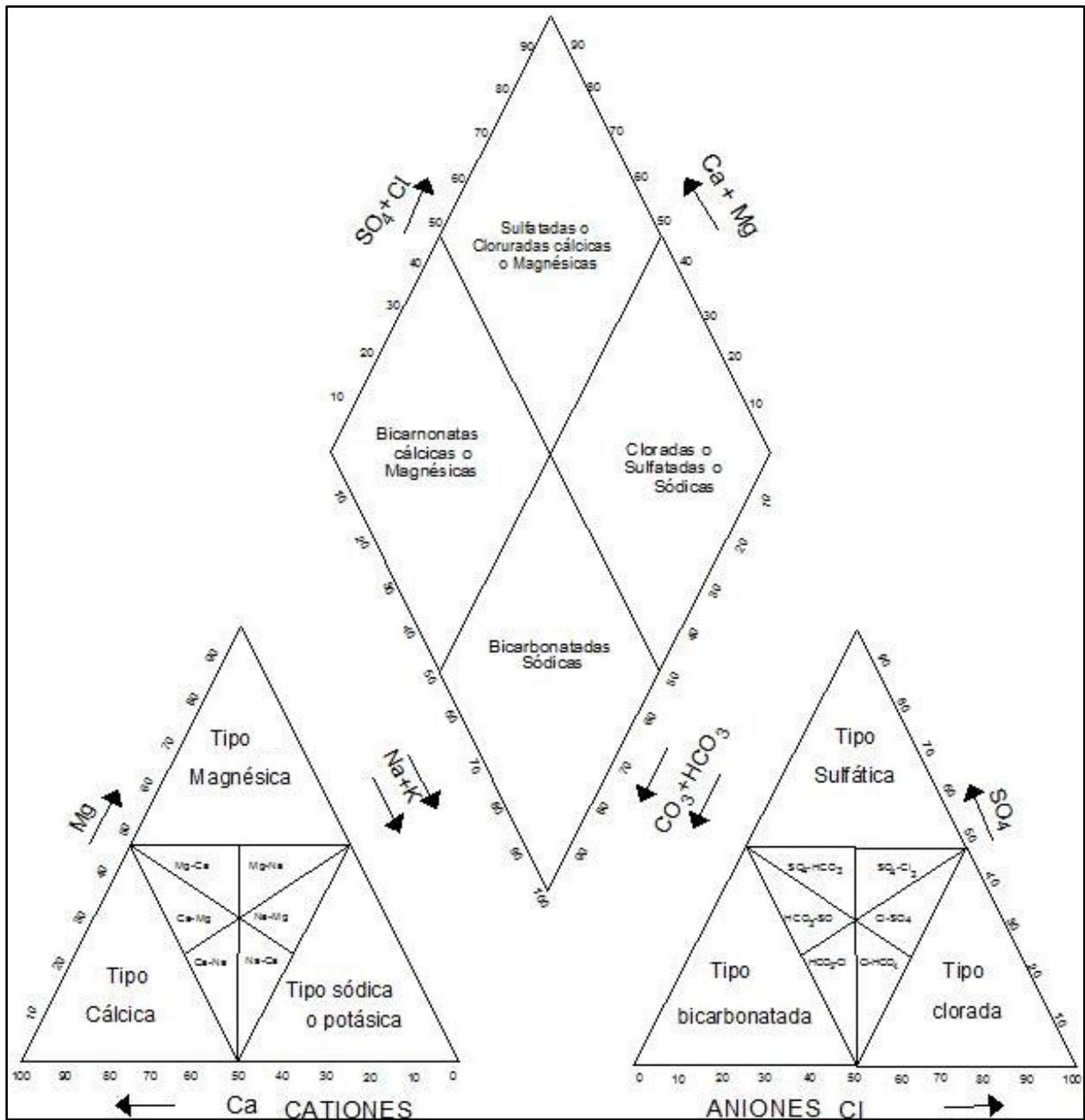


Figura 3. Diagrama triangular para representar resultados de estudios de química del agua (Piper, 1944).

## **5.17 Elementos pesados**

Un metal pesado es un miembro de un grupo de elementos no muy bien definido que exhibe propiedades metálicas (Agarwal, 2009). Definiciones diferentes han propuesto basarse en la densidad, otras en el número atómico o peso atómico, y algunas en sus propiedades químicas o de toxicidad. El término metal pesado es considerado como una "mala denominación" en un informe técnico de la IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) debido a su definición contradictoria y su falta de "bases de coherencia científica". Existe un término alternativo metal tóxico, para el cual tampoco existe consenso de su exacta definición. Depende del contexto, los metales pesados pueden incluir elementos livianos como el carbono y pueden excluir algunos de los metales más pesados. Los metales pesados se encuentran libres y de forma natural en algunos ecosistemas y pueden variar en su concentración. Sin embargo hay una serie de elementos que en alguna de sus formas pueden representar un serio problema medioambiental y es común referirse a ellos con el término genérico de "metales pesados" (Duffus, 2002; Agarwal, 2009).

Un número de elementos se encuentran normalmente en bajas concentraciones en el agua de riego. Aunque no se incluyen en las rutinas regulares de análisis de aguas de riego, son muy importantes cuando se usan efluentes de agua provenientes de las descargas de uso industrial para el riego agrícola (Pescod, 1992).

Entre los elementos llamados elementos pesados, se incluyen el Aluminio (Al), Berilio (Be), Cobalto (Co), Flúor (F), Hierro (Fe), Litio (Li), Manganeso (Mn), Molibdeno (Mo), Selenio (Se), Estaño (Sn), Titanio (Ti), Tungsteno (W) y Vanadio (V). Sin embargo, existe un grupo de elementos peligrosos por daños a la salud, cuando son absorbidos por las plantas, entre ellos se encuentran Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Mercurio (Hg) y Zinc (Zn).

### **5.17.1 Arsénico**

El arsénico se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza pudiendo encontrarse cantidades detectables tanto en suelos, como en aguas superficiales, aguas subterráneas y otros medios. Es un constituyente natural de los minerales de plomo, zinc, oro y cobre. Fenómenos naturales tales como la meteorización, la

actividad biológica y la actividad volcánica junto con las aportaciones antropogénicas son las responsables de la emisión de arsénico a la atmósfera, desde donde se redistribuye a la superficie de la tierra mediante la lluvia (Cullen y Reimer, 1989; Bissen y Frimmel, 2003; Oremland y Stolz, 2003, Bradl *et al.*, 2005).

### **5.17.2 Cadmio**

La actividad volcánica y la meteorización de las rocas son las principales causas naturales de emisión de cadmio a la atmósfera, junto con las emisiones producidas en los incendios forestales. Antropogénicamente, el cadmio se produce fundamentalmente como un subproducto de la minería, fundición y refinación de minerales de cinc, y en menor medida, plomo y cobre (Hutton, 1987).

La movilidad y biodisponibilidad del cadmio depende principalmente de su especie química. El cadmio y los compuestos de cadmio son, en comparación con otros metales pesados, relativamente solubles en agua. Son también, en general, más biodisponibles y móviles.

En aguas con un pH inferior a 6 todo el cadmio disuelto aparece como ión libre, para un pH entre 6 y 8.2 predominan las especies carbonato, como  $\text{CdHCO}_3^+$  y  $\text{CdCO}_3$ , y en sistemas con un pH entre 8.2 y 10 aparece como carbonato sin carga. La complejación de cadmio con la materia orgánica es relativamente poca debido a la competición de otros metales como el calcio por los lugares de unión, siendo la adsorción el proceso principal de reacción con la materia en suspensión. En general, la movilidad y biodisponibilidad de cadmio en los ecosistemas acuáticos se ve favorecida por los pH bajos, bajos niveles de dureza, bajos niveles de materia en suspensión, alto potencial redox y baja salinidad (Bradl *et al.*, 2005).

### **5.17.3 Cobre**

Es un elemento relativamente abundante en la corteza terrestre y moderadamente soluble, ocupando el puesto 26 en el marco de abundancia en la corteza de la tierra detrás del Zn, con una concentración media de 24 a 55 ppm. El cobre aparece en una gran variedad de formas: sulfuros, sulfatos, carbonatos, y también como cobre

elemental. La calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ) es el mineral más abundante del cobre, el cual contiene un 34% de cobre (Bradl *et al.*, 2005).

La adsorción de cobre y su reparto entre los sedimentos y el compartimento acuático depende de las características adsorbentes del sedimento, las características metálicas y algunos parámetros medioambientales. Los factores que afectan a los procesos de adsorción/desorción de cobre en los medios naturales incluyen el pH, la concentración de Cu y de adsorbentes, el tipo de ligando y su concentración, y los cationes competidores. En general, la adsorción de cobre por las arcillas y la materia orgánica es función directa del pH, con una adsorción máxima para un pH de 7.0 (Vicente-Mantorrel, 2010).

#### **5.17.4 Plomo**

El plomo representa aproximadamente el 0.002% de la corteza de la tierra y es el elemento más abundante entre los metales pesados con número atómico mayor que 60. Aunque hay más de 200 minerales de plomo, sus minerales más importantes son la galena ( $\text{PbS}$ ), la cerusita ( $\text{PbCO}_3$ ), la crocoita ( $\text{PbCrO}_4$ ) y la piromorfita ( $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ ).

El comportamiento del plomo en los suelos y los sedimentos está controlado por tres factores: en primer lugar su adsorción específica con varias fases sólidas, la precipitación de compuestos de plomo que presentan una elevada estabilidad, y en tercer lugar la formación de complejos o quelatos muy estables con la materia orgánica de los suelos y sedimentos. El plomo presenta una elevada adsorción por los óxidos de manganeso y de hierro, más fuerte que cualquier otro metal, siendo mayor para los óxidos de manganeso (Jaworski, 1987; Bradl *et al.*, 2005).

#### **5.17.5 Zinc**

El zinc es un elemento que está ampliamente distribuido en el ambiente, ocupa el lugar número 24 entre los elementos más abundantes de la corteza terrestre y su contenido en la litosfera está en torno a  $70 \text{ mg kg}^{-1}$ . Se conocen cincuenta y cinco minerales que contienen zinc, siendo los más importantes la esfalerita ( $\text{ZnS}$ ), esmithsonita ( $\text{ZnCO}_3$ ) y la cincita ( $\text{ZnO}$ ).

El zinc metálico no se encuentra libre en la naturaleza, encontrándose en su estado de oxidación +2. El ión  $Zn^{2+}$  es incoloro y existe en forma hidratada en soluciones acuosas neutras y ácidas; sin embargo en solución alcalina precipita en forma de hidróxido, pero en exceso de base de dicho hidróxido se redissuelve para formar el ión cincato,  $Zn(OH)_4^{2-}$ . Debido a su naturaleza anfótera, el zinc forma gran variedad de sales; los cloratos ( $ClO_4$ ) cloruros, sulfatos y nitratos son solubles en agua mientras que los óxidos, carbonatos, fosfatos, silicatos ( $SiO_4$ ) y sulfuros son relativamente insolubles en agua.

El zinc puede ser considerado, junto con el cadmio, como un metal muy biodisponible. Entre los factores que afectan a la movilidad y biodisponibilidad del zinc se encuentran el pH, el contenido de materia orgánica, el contenido de minerales de arcilla y el potencial redox. La movilidad del zinc decrece con el aumento de los valores de pH (Bradl *et al.*, 2005; EPA, 2005).

#### **5.17.6 Níquel**

El níquel puede tener varios estados de oxidación (0, +1, +2 y +3) pero únicamente Ni (II) es el más estable, su densidad es de  $8.902 \text{ g cm}^{-3}$  ( $25^\circ\text{C}$ ), (McGrath, 1995).

El níquel puede terminar en la superficie del agua cuando es parte de las aguas residuales. La mayor parte de todos los compuestos de níquel que son liberados al ambiente se absorberán por los sedimentos o partículas del suelo y llegará a inmovilizarse. En suelos ácidos, el níquel puede llegar a ser más móvil y a menudo alcanza el agua subterránea (Neri-Ramírez, 2008).

#### **5.17.7 Mercurio**

El Mercurio es liberado al ambiente como resultado de la ruptura de minerales de rocas y suelos a través de la exposición al viento y agua. La mayoría del mercurio liberado por las actividades humanas es liberado al aire, a través de la quema de productos fósiles, minería, fundiciones y combustión de residuos sólidos.

Algunas formas de actividades humanas liberan mercurio directamente al suelo o al agua, por ejemplo la aplicación de fertilizantes en la agricultura y los vertidos de aguas residuales industriales. Todo el mercurio que es liberado al ambiente eventualmente

terminará en suelos o aguas superficiales. Aguas superficiales ácidas pueden contener significativas cantidades de mercurio. Cuando los valores de pH están entre cinco y siete, las concentraciones de mercurio en el agua se incrementarán debido a su movilización. El mercurio que ha alcanzado las aguas superficiales o suelos, los microorganismos pueden convertirlo en metil-mercurio, una sustancia que puede ser absorbida rápidamente por la mayoría de los organismos y es conocido que daña al sistema nervioso. Los peces son organismos que absorben gran cantidad de metil-mercurio de agua superficial cada día. Como consecuencia, el metil-mercurio puede acumularse en peces y en las cadenas alimenticias de las que forman parte (Hernández, 2001).

#### **5.17.8 Cromo**

El cromo elemental no se encuentra en la naturaleza. Su mineral más importante por abundancia es la cromita. Es de interés geoquímico el hecho de que se encuentre 0.47% de  $\text{Cr}_2\text{O}_3$  en el basalto de la Luna, proporción que es de 3-20 veces mayor que el mismo espécimen terrestre. El cromo forma tres series de compuestos con otros elementos; éstos se representan en términos de los óxidos de cromo: cromo con valencia dos,  $\text{CrO}$ , óxido de Cr (II) u óxido cromoso; con valencia tres,  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ , óxido de Cr (III) u óxido crómico, y con valencia seis,  $\text{CrO}_3$ , anhídrido de Cr(VI) o anhídrido de ácido crómico. El cromo es capaz de formar compuestos con otros elementos en estados de oxidación (II), (III) y (VI).

Se conocen también los peróxidos, ácido percrómico y perchromatos. Los halogenuros (fluoruro, cloruro, yoduro y bromuro) de cromo son compuestos bastante comunes de este metal. El cloruro, por ejemplo, se utiliza en la producción de cromo metálico mediante la reducción del cloruro cromoso,  $\text{CrCl}_2$ , con hidrógeno.

En lugares donde se han venido utilizando aguas residuales para el riego agrícola, se reporta una tendencia creciente en las concentraciones de metales en los suelos, (García *et al.*, 2000; Hettiarchchi y Pierzynski, 2002). Existe amplia investigación sobre el riesgo de los metales pesados en la salud y el ambiente (Spain, 2003).

Varios autores han mostrado el riesgo de contaminación por metales pesados en el agua (Yang *et al.*, 1996; Ramos *et al.*, 1999; Topalián *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2002; Taboada-Castro *et al.*, 2002; Lee y Moon, 2003; Montes-Botella y Tenorio, 2003; Smolders *et al.*, 2003; Lucho *et al.*, 2005; Mapanda *et al.*, 2005; Tahri *et al.*, 2005), en la acumulación de metales pesados en los suelos y sedimentos (Fytianos *et al.*, 2001, Ho y Egashira, 2001; Moor *et al.*, 2001; Ramos-Bello *et al.*, 2001; Lin, 2002; Moral *et al.*, 2002; Davor, 2003; Lucho *et al.*, 2005) y en el riesgo potencial para la salud humana debido a la acumulación de metales pesados en las plantas (Zhou *et al.*, 2000; Fytianos *et al.*, 2001; Long *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2003; Qi-Tang *et al.*, 2004; Ismail *et al.*, 2005; Mapanda *et al.*, 2005).

En la cuenca del Oriental, Puebla y la zona centro-norte del estado de Veracruz, desde hace décadas se han empleado para riego directo, aguas superficiales contaminadas con aguas residuales, a consecuencia de esto es posible la acumulación de metales pesados en los suelos.

Se reportan estudios donde se analizaron los efectos de diferentes suelos que habían sido sometidos a cargas de riegos con agua-lodo residuales y la influencia de éstos en el crecimiento vegetal y la biodisponibilidad de Ni, Cd y Pb en estos suelos, para saber la cantidad de cada metal en los mismos y la respuesta del límite de metal que pueden extraer los cultivos y que pueden llegar a afectarlos (Malla *et al.*, 2007; Prieto *et al.*, 2007; Perdomo, 2005, Mahdy *et al.*, 2007).

### **5.18 Vías evolutivas de las aguas de cierta concentración de un manantial de Salinas Chiquitas de Zapotitlán, lagos-cráter Alchichica y Atexcac estado de Puebla**

El Valle de Zapotitlán está situado en la zona sureste de Puebla y pertenece a la región de la Mixteca Baja. También es una prolongación hacia el oeste del Valle de Tehuacán, región mejor conocida desde los trabajos de MacNeish *et al.* (1972). Los lagos cráter de Alchichica y de Atexcac se encuentran localizados en la Cuenca del Oriental.

En la zona de Zapotitlán, estado de Puebla, se tienen un sinnúmero de manantiales en los cuales por medio de la evaporación se obtienen diferentes cantidades de sal que

los pobladores de esta zona comercializan. Los lagos cráter o Maars se originaron debido a explosiones volcánicas que ocasionaron fallas y rupturas en los espesores saturados de alumbramientos de aguas subterráneas. Con el tiempo los lagos cráter de la cuenca del Oriental como son: Alchichica, La Preciosa, Quechulac, Aljojuca, Tecuitlapa y Atexcac, se llenaron de agua. Las aguas de los lagos cráter de Alchichica y Atexcac son salinas (Can, 2011; Arredondo *et al.*, 1983; Gasca, 1982).

La concentración de los cationes, en los lagos cráter, sigue el orden de:  $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$  y con respecto a los aniones, para los lagos Alchichica, Atexcac y La Preciosa, por lo general siguen el orden de:  $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-} > \text{SO}_4^{2-}$  y para los lagos Quechulac, Aljojuca Tecuitlapa el orden es:  $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-} > \text{SO}_4^{2-}$ .

Las comparaciones demuestran que los iones más abundantes de los lagos cráter son  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{HCO}_3^-$  y esta composición química se asemeja a la del agua de mar, donde los iones más abundantes son  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  (Millero, 1975).

Después de haberse llevado a cabo una revisión bibliográfica con cierto detalle, tanto lo que se refiere a los fundamentos temáticos sobre el uso de las aguas naturales de ríos y manantiales de diferente origen, en la práctica agrícola, como todo lo que concierne a diferentes procesos físico-químicos específicos sobre la interacción agua de riego y los diferentes sistemas coloidales de los suelos, además de estudiar las vías evolutivas que se suceden dentro de un proceso de evaporación para el caso particular de agua del manantial de Zapotitlán y lagos cráter Alchichica y de Atexcac, enseguida en el capítulo correspondiente de resultados y discusión se presenta una descripción de las composiciones químicas de estas fuentes de agua.

## 6. MATERIALES Y MÉTODOS

### 6.1 Ubicación de la zona de estudio

El área de estudio se encuentra en los estados de Tlaxcala, de Puebla y la parte centro-norte del estado de Veracruz, México, una parte considerable de las aguas de los ríos y manantiales muestreados son utilizadas para riego y uso doméstico, éstos ríos fueron: En Tlaxcala: manantial El Carmen, ríos Atoyac y Zapoapan. En Puebla: ríos Atoyac, Izúcar, Salado y Chiahutla. En Veracruz: ríos Blanco, San Miguel, Chocamam, Coscomatepec, Pescados, Consolapa, Alseseca, Tlapacoyan, Filobobos, Nautla, Tecolutla, Cazones, Tuxpan, Tempoal, Pánuco y Tampico; manantiales: Nogales, Ojo de agua, Puente de Dios, y Pancho Pozas. Las coordenadas geográficas del área de estudio son  $22^{\circ} 15'$  hasta  $18^{\circ} 00'$  de latitud norte y  $96^{\circ} 45'$  hasta  $99^{\circ} 00'$  de longitud Oeste. Los ríos y manantiales que se muestrearon se encuentran a una altitud de 1 m hasta los 3 000 m.

### 6.2 Marco físico

**Ubicación de Tlaxcala.** El estado de Tlaxcala se localiza en la parte centro-oriental del país entre las coordenadas  $19^{\circ} 44'$  y  $19^{\circ} 06'$  de latitud Norte y  $97^{\circ} 438'$  -  $98^{\circ} 46'$  de longitud Oeste. Limita en su mayor parte con Puebla al norte, este y sur, al oeste con el Estado de México y al noroeste con Hidalgo.

Tlaxcala se encuentra en la región del Eje Neovolcánico, que atraviesa como un cinturón la parte central de México. En el paisaje se distinguen volcanes y sierras volcánicas de todos tipos y tamaños, llanos extensos que una vez fueron lagos rodeados de montañas y bosques, pastizales y matorrales de clima templado que caracterizan al estado de Tlaxcala (INEGI, 2011).

**Ubicación de Puebla.** El estado de Puebla se encuentra ubicado al sureste del Altiplano de la República Mexicana, entre la Sierra Nevada y al oeste de la Sierra Madre Oriental tiene la forma aproximada de un triángulo isósceles cuyo vértice apunta hacia el norte y la base hacia el sur; se encuentra entre los paralelos  $17^{\circ} 52'$  -  $20^{\circ} 52'$  de latitud Norte y los  $96^{\circ} 43'$  y  $99^{\circ} 04'$  de longitud Oeste; está

limitado al norte con Veracruz, al sur con Oaxaca y Guerrero; al oeste con Morelos, Estado de México, Tlaxcala e Hidalgo y al este con Veracruz (INEGI, 2011).

**Ubicación de Veracruz.** El estado de Veracruz se encuentra ubicado entre la Sierra Madre Oriental y el Golfo de México, en las coordenadas 17° 03' 18" y los 22° 27' 18" de latitud Norte y los 93° 36' 13" y los 98° 36' 00" de longitud Oeste. Limita al Norte con el estado de Tamaulipas, al este con el Golfo de México, al sureste con los estados de Tabasco y Chiapas, al sur y suroeste con el Estado de Oaxaca, al oeste con el estado de Puebla, al noroeste con los estados de San Luis Potosí e Hidalgo.

Tiene una superficie de 72,410.05 km<sup>2</sup>, cifra que representa un 0.32% del total del territorio de la República Mexicana. Así como 684 km de costas bajas y arenosas con playa angosta bordeada de médanos y dunas móviles con barras, albuferas y puntas. Cifras que representan el 3.7% del territorio del país, y el décimo lugar entre los estados de la República Mexicana.

Es una faja de tierra angosta y alargada de norte a sur (212 km en su parte más ancha, 36 km en su parte más angosta y 780 km de longitud), de suelo desigual, quebrado y fragoso, entre la Sierra Madre Oriental y el Golfo de México. Parte de la cordillera Neovolcánica atraviesa su territorio y culmina en el Pico de Orizaba; con 5 747 msnm (INEGI, 2011).

## **6.3 Geología**

El presente subcapítulo se realizó con la revisión de: López (1981); López (1985); Morales (1990); INEGI (2011) y Padilla (2007).

### **6.3.1 Geología de Tlaxcala**

En Tlaxcala predominan los afloramientos de rocas volcánicas como las andesitas, las riolitas, los basaltos, las tobas y las brechas volcánicas; así como diversas asociaciones de éstas. Además, hay sedimentos lacustres, fluviales y fluvio-glaciares (brechas sedimentarias). El estado de Tlaxcala está comprendido, en su totalidad, dentro de la provincia fisiográfica denominada Eje Neovolcánico; por lo

que su geología ha sido moldeada por una actividad volcánica, la cual le ha dado al relieve un perfil característico.

### **6.3.2 Geología de Puebla**

La naturaleza geológica del territorio poblano es variada y bastante compleja, especialmente en su porción sur, donde se encuentran terrenos metamórficos con edades del Precámbrico, Paleozoico y Mesozoico, los cuales se hallan yuxtapuestos y limitados por grandes zonas de falla. Las rocas que los forman han sido afectadas por varias fases de metamorfismo y deformación a lo largo del tiempo geológico, y aún no existe la información suficiente para establecer un modelo evolutivo totalmente satisfactorio que explique las peculiaridades del sur de México.

**Geotermia.** Puebla cuenta con un gran potencial geotérmico, dado que gran parte de su territorio, forma parte de la Provincia geológica de la Faja Volcánica Transmexicana, o Eje Neovolcánico. El vulcanismo reciente en esta región, ha generado numerosos aparatos volcánicos (algunos de ellos, como el Popocatepetl, están aún en actividad) y focos termales. Tal es el caso de la caldera de los Humeros, que se localiza en su mayor parte, dentro del estado de Puebla y parte de Veracruz (INEGI, 2011).

### **6.3.3 Geología de Veracruz**

El estado ha quedado comprendido dentro de siete Provincias geológicas, que son: Llanura Costera del Golfo Norte, Sierra Madre Oriental, Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Cordillera Centroamericana y Sierras de Chiapas y Guatemala; cada una de ellas con características litológicas, estructurales y geomorfológicas propias y definidas. En la Figura 4, se presenta la geología histórica de la zona de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

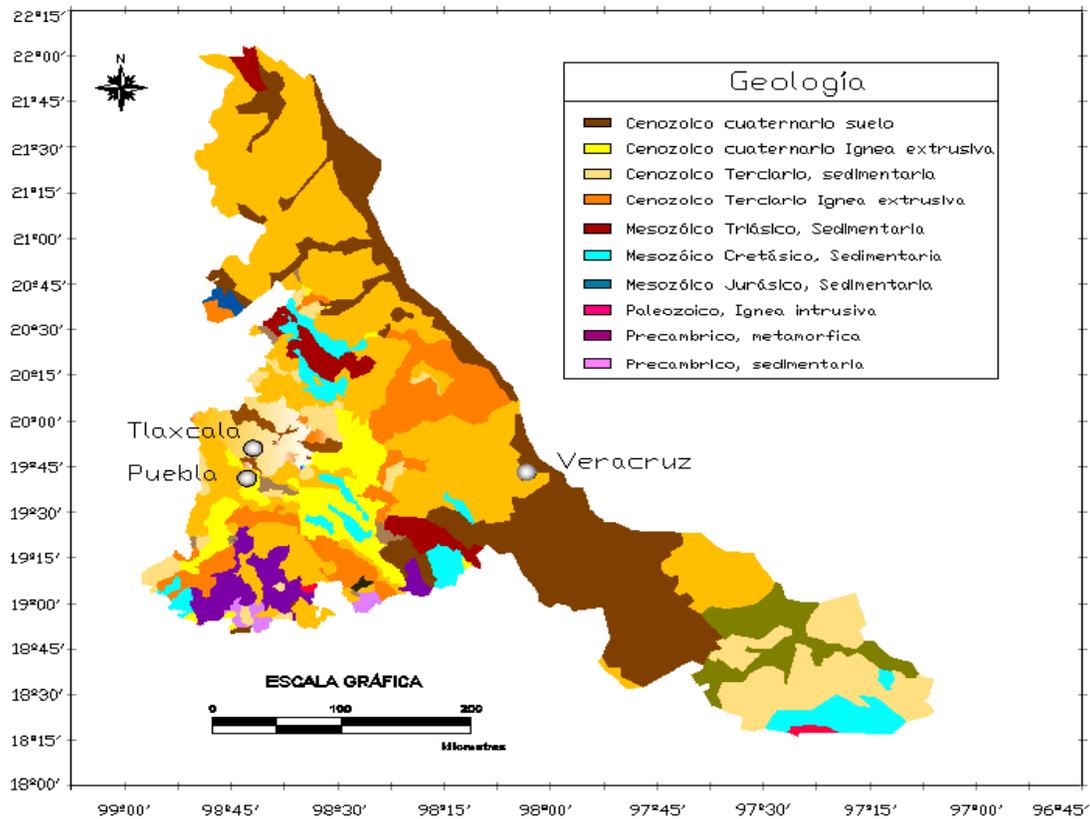


Figura 4. Geología histórica de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

#### 6.4 Ubicación y geología de los lagos-cráter Alchichica y Atexcac y Zapotitlán Salinas Puebla

En los estudios de las vías evolutivas geoquímicas que adquieren las aguas salinas durante un proceso de evaporación, además de estudiar el Manantial de Las Salinas Chiquitas de Zapotitlán, Puebla, se estudiaron las aguas salinas de los lagos-cráter de Alchichica y Atexcac.

Los lagos se encuentran localizados en la Cuenca del Oriental, situada entre los estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz en las coordenadas 97° 09' y 98° 03' de longitud Oeste y a los 18° 48' y 19° 43' de latitud Norte (Gasca, 1982). Los dos grandes llanos que forman parte de esta cuenca son de origen lacustre, llamados Llanos de San Andrés y Llanos de San Juan, que se encuentran al noroeste de la meseta poblana entre los poblados de San Salvador el Seco y Perote. En los

Llanos de San Andrés se encuentran los lagos Aljojuca y Tecuitlapa y en los Llanos de San Juan, los lagos Atexcac, La Preciosa, Quechulac y Alchichica.

Arredondo *et al.* (1983) mencionan que la geología regional de la planicie de la cuenca del Oriental, alcanzó su elevación debido al plegamiento de rocas de origen marino del mesozoico, a la acumulación de rocas y derrames volcánicos y a la enorme cantidad de sedimentos piroclásticos, que en última instancia han dado la configuración actual a la Cuenca. Las formas fisiográficas volcánicas se han producido desde principios del Cenozoico hasta el Cuaternario y de esta manera se configura la clásica fisiografía de Malpaís.

En el Cuadro 16, se presentan las características morfométricas generales de los lagos-cráter del estado de Puebla.

Cuadro 16. Características morfométricas generales de los lagos-cráter de Puebla.

Concepto	Alchichica	La Preciosa	Quechulac	Aljojuca	Atexcac	Tecuitlapa
Área superficial (km <sup>2</sup> )	1.81	0.78	0.50	0.44	0.29	0.26
Volumen (m <sup>3</sup> x10 <sup>6</sup> )	69.90	16.20	10.90	11.60	6.10	0.35
Profundidad Máxima (m)	64.60	45.50	40.00	50.60	39.10	2.50

Datos tomados de Arredondo *et al.* (1983).

Como caso particular a continuación, se aborda la Geología de la zona de Zapotitlán Salinas, ya que en esta zona existe un sinnúmero de manantiales salinos que son aprovechados para obtener sal para usos industriales y domésticos.

**Geología de Zapotitlán Salinas.** Con la finalidad de enmarcar geológicamente la zona de las salinas de Zapotitlán (Salinas Chiquitas), donde se tomaron las muestras de agua salina para los estudios del comportamiento de las vías evolutivas geoquímicas de estas aguas, para este efecto, se utilizó ampliamente el libreto del XX Congreso Geológico Internacional de 1956.

En la descripción del bosquejo de las condiciones geológicas de la zona de Zapotitlán que hace el autor de este trabajo de investigación, se utilizó la descripción de gran detalle que hace A. Calderón García, geólogo de la gerencia de exploración de PEMEX, en el libro guía de la expedición de campo de los asistentes al XX Congreso Geológico Internacional a la zona de San Juan Raya-Zapotitlán, Puebla.

*Contexto geológico de la zona de Zapotitlán Salinas.* Un reconocimiento detallado geológico-paleontológico de la zona de San Juan Raya-Zapotitlán, lo llevó a cabo en 1882-1883 J. G. Aguilera quien era en su tiempo, Segundo Naturalista de la comisión geológica exploradora.

La zona de San Juan Raya-Zapotitlán es una región importante para el conocimiento de la geología del Cretácico Superior y Medio, del centro del país, tanto por su variedad de materiales litológicos y paleontológicos, como por el número de trabajos publicados sobre su estratigrafía y sistemática.

*Fisiografía.* La región comprendida entre Tehuacán y San Juan Raya, en el sur del estado de Puebla, está situada en el área limítrofe entre el geoanticlinal de la Sierra Madre Oriental y el geosinclinal mexicano y la cuenca del Balsas. En general es un conjunto de bajos lomeríos rodeado al W, N y E por cerros cada vez más elevados y atravesado en su parte media por una faja accidentada, con orientación SE a NW.

Desde San Antonio Téxcala a Zapotitlán Salinas, hasta el paso de Agua del Burro, se extiende una Serie constituída por lutitas calcáreas y margas que contienen intercalados lentes gruesos de caliza fosilífera. Al sur de San Pablo Coapán y unos 5 km al E de Zapotitlán, se extiende de N a S la escarpada Sierra de Miahuatepec y la elevada sierra de Atzingo; la primera formada por calizas con bandas de pedernal que constituyen el flanco oriental de un anticlinal recortado al E, y la segunda por las mismas calizas en su flanco occidental y por una serie de limolitas y calizas con algunos conglomerados en su flanco oriental.

**Estratigrafía.** En la región de Tehuacán se tienen rocas continentales del Terciario Inferior. En la región de Zapotitlán Salinas y San Juan Raya, se tienen rocas marinas del Barremiano, Aptiano y Albiano inferior, las rocas del Jurásico se encuentran en la formación Matzitzi.

*El Cretácico.* Únicamente está representado por rocas marinas que se encuentran descansando discordantemente tanto sobre las rocas continentales del Jurásico, así como sobre las rocas metamórficas del complejo basal.

*El Cretácico Superior.* Está dividido en dos formaciones: San Juan Raya y Zapotitlán, que corresponden al Aptiano y al Barremiano respectivamente.

*Formación Zapotitlán.* Aguilera (1906), aplicó este nombre a la serie de lutitas con bancos margosos que afloran en los alrededores de Zapotitlán, considerándolos como pertenecientes al Barremiano Superior.

*Formación San Juan Raya.* Recibe su nombre por el poblado San Juan Raya donde aflora una buena parte de la sección en esta localidad, conocida desde el siglo pasado por su abundancia de fósiles. El nombre fue aplicado por Aguilera (1906), incluyendo tanto la actual formación San Juan Raya como una gran parte de los depósitos continentales del Terciario, ahora denominada formación Tehuacán, parte de la actual formación y parte de la formación Zapotitlán y además parte de las rocas del Albiano.

**Litología.** La litología está compuesta principalmente por lutitas calcáreas micacíferas de estratificación delgada con intercalaciones de margas grises, y areniscas de grano fino, calcáreas micacíferas de color gris y por bancos gruesos de caliza gris con abundantes monopleuras y nerineas.

**Tectónica.** En la región Zapotitlán-San Juan Raya pueden distinguirse dos periodos de plegamientos y dos periodos de intrusiones. El primer periodo de plegamiento fue muy intenso y tuvo lugar antes del Jurásico y probablemente a finales del Paleozóico, dando lugar a la formación de esquistos y quizás de gneis. El segundo periodo de plegamiento fue post-Cipiapa y pre-Tehuacán y es el más

importante de la región, ya que entonces adquirió el mayor de sus rasgos estructurales.

El primer periodo de intrusiones fue post-Jurásico superior y pre-Jurásico inferior, acompañado de movimientos verticales. El segundo periodo fue post-Cretácico inferior y probablemente post-Cretácico medio y acompañó o sucedió al segundo periodo de plegamientos.

**Geología Histórica.** En las regiones de Zapotitlán, San Juan Raya, Tehuixtla y Santo Tomás Totolpetec, se han llevado a cabo varias transgresiones marinas, de las cuales la más extensa corresponde al Cretácico Medio.

La gran transgresión del Barremiano, no llegó a cubrir los afloramientos del Jurásico Medio, y está representada con lutitas calcáreas con intercalaciones de margas de grano fino y bancos gruesos de calizas con monopleuras y nerineas. La litología indica mares someros y una relativamente fuerte erosión en las tierras marginales, acentuándose hacia el SW.

**Resumen de la estratigrafía.** El Cretácico Inferior de la región Zapotitlán Salinas de donde se tomaron las muestras de agua salina para el estudio de las vías evolutivas, durante un proceso de evaporación continua, comprende las formaciones Zapotitlán y San Juan Raya (Cortés, 2009). La formación Zapotitlán nombrada por Aguilera (1906) y comentada por Calderón (1956), pertenece al Barremiano y se conforma de una serie de lutitas, calizas con paquiodontes y conglomerados.

La conformación general de la fauna, considerada junto con la litología de las rocas sugieren que la región de Zapotitlán-San Juan Raya, a fines del Neocomiano y durante el Aptiano, fue un área cercana a la costa, cubierta por aguas marinas poco profundas. La presencia de abundantes corales y rudistas, confirma esta conclusión, y sugiere que las aguas tuvieron una temperatura templada.

Después de haberse hecho una breve reseña geológica sobre la región de Zapotitlán Salinas, y considerando que las distintas efluencias de aguas salinas de descarga que se tienen en diferentes horizontes a lo largo del Río Zapotitlán y en distintas secuencias litológicas fracturadas, al respecto, se menciona lo siguiente: Los manantiales salinos que afloran en diferentes zonas de la formación Zapotitlán, son aguas freáticas salinas que circulan por un sinnúmero de fracturas y fallas, debido a los plegamientos que ha sufrido la formación Zapotitlán en distintos periodos geológicos. Las aguas salinas en sus recorridos hacia los diferentes alumbramientos atraviesan diferentes espesores de evaporitas sepultadas de origen marino y volcánico.

## **6.5 Hidrografía**

### **6.5.1 Hidrografía de Tlaxcala**

El estado de Tlaxcala por sus condiciones geográficas, se ubica en tres regiones hidrológicas: Cuenca del río Balsas, río Atoyac (78.76%), Cuenca del río Pánuco, río Moctezuma (18.21%) y Cuenca de Tuxpan-Nautla, río Tecolutla (3.03%). El principal río del estado de Tlaxcala es el Zahuapán, cuerpo de agua que recorre de norte a sur pasando por el centro del estado y se une al río Atoyac.

### **6.5.2 Hidrografía de Puebla**

El sistema hidrográfico de Puebla está constituido por tres vertientes; la interna, la del Golfo y la del Pacífico. La vertiente del Pacífico está formada por el río Atoyac, originado por los deshielos y corrientes del Tlaloc, Telapón y Papagayo, los del Iztacihuatl, que descienden por la parte oriente, y del río Zahuapán, que se origina en Tlaxcala. Recibe como afluentes a los ríos Acateno, Atila, Amacuzac, Molinos y Cohetzala. Cruza los límites de Cholula, Puebla y Tecali; en el Cañón del Diablo forma la presa de Valsequillo o Manuel Ávila Camacho. Aquí recibe las aguas de los ríos Alseseca, Laxamilpa (Tepexi), Acatlán, (Chiautla), Tlapaneco (Coatzingo) y Huehuetlán fuera del territorio las del Nexapa, cuya corriente se debe a la gran cantidad de manantiales que recibe el Popocatepetl. En la vertiente interna están los ríos Tlapanala, Valiente y Quetzolapa en el este, y en el oeste Capulines,

Cuatlapanga, río Frío, Calcingo, Tlahuapán, Huepalco, San Matías, San Lucas el Verde, Santa Elena, Temizac, Zopanac, Chahuac, Prieto, Cuautlanapa y Atzala.

### 6.5.3 Hidrografía de Veracruz

Por su parte, Veracruz posee una gran riqueza hidrológica. El 35 % de las aguas superficiales mexicanas atraviesa el territorio Veracruzano. Cuenta con más de 40 ríos integrados en 10 cuencas hidrológicas, entre las más importantes destacan la del río Pánuco, la del río Tuxpan-Nautla, la del río Papaloapan, la del río Coatzacoalcos y la del río Balsas.

El territorio es bajo y llano en la zona costera, y se eleva hacia el interior en la Sierra Madre Oriental. En las regiones montañosas de Veracruz los ríos forman numerosas caídas, de gran atractivo. En la Figura 5, se presenta la hidrografía, en cuanto a los principales ríos de Puebla, Tlaxcala y Veracruz.

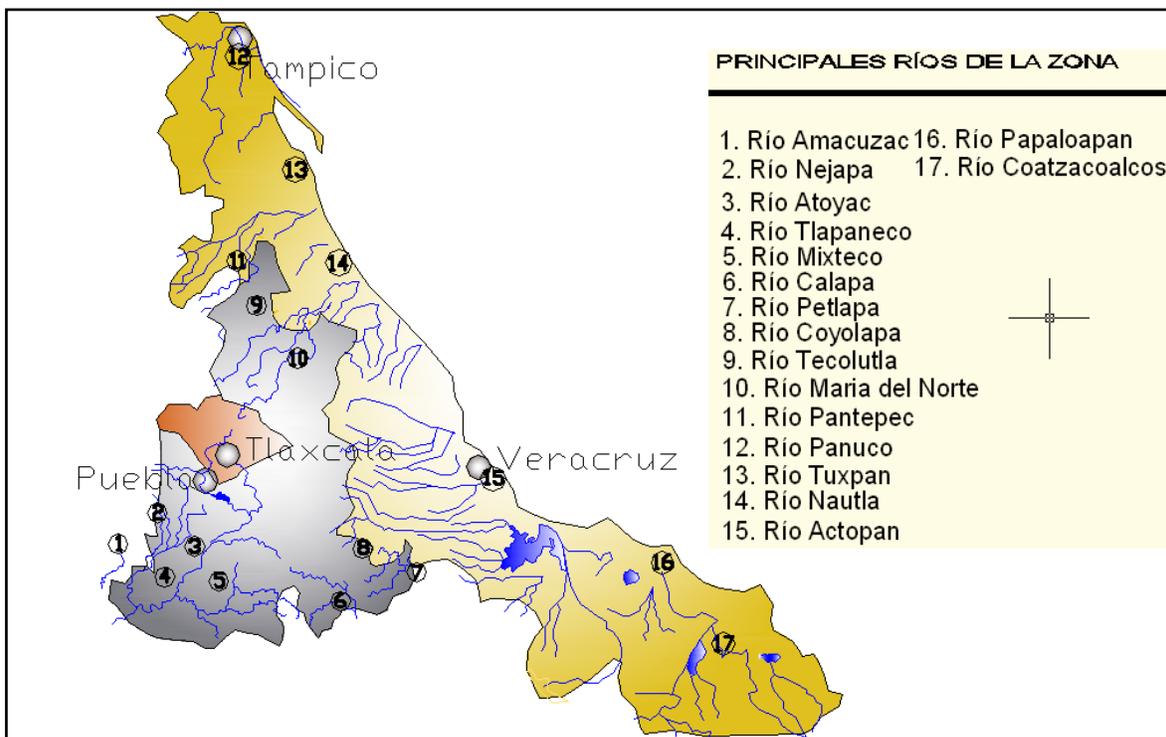


Figura 5. Hidrografía de Puebla, Tlaxcala y Veracruz.

## 6.6 Muestreo

La toma de muestras de agua es una operación que requiere especial atención para que la fracción de agua a analizar no presente cambios químicos, biológicos o contaminación antes de la llegada al laboratorio. Se realizaron tres muestreos en otoño de 2009, 2010 y 2011.

La toma de muestras de agua en el presente estudio se realizó a lo largo del recorrido de los ríos principales de Tlaxcala, Puebla y la parte centro norte de Veracruz; se utilizaron recipientes de plástico de 0.5 L, se tomaron dos de cada sitio o estación de muestreo para realizar las determinaciones en el laboratorio. Se colocó en el envase una etiqueta con la fecha en que fue tomado, nombre y localización del sitio. Las muestras se tomaron en canales de riego, pozos, presas, lagos, ríos, arroyos, manantiales y drenes. En la Figura 6, se presenta el recorrido de las expediciones en campo, iniciando en Tlaxcala, pasando por Puebla y Veracruz y finalmente concluyendo en Tlaxcala.

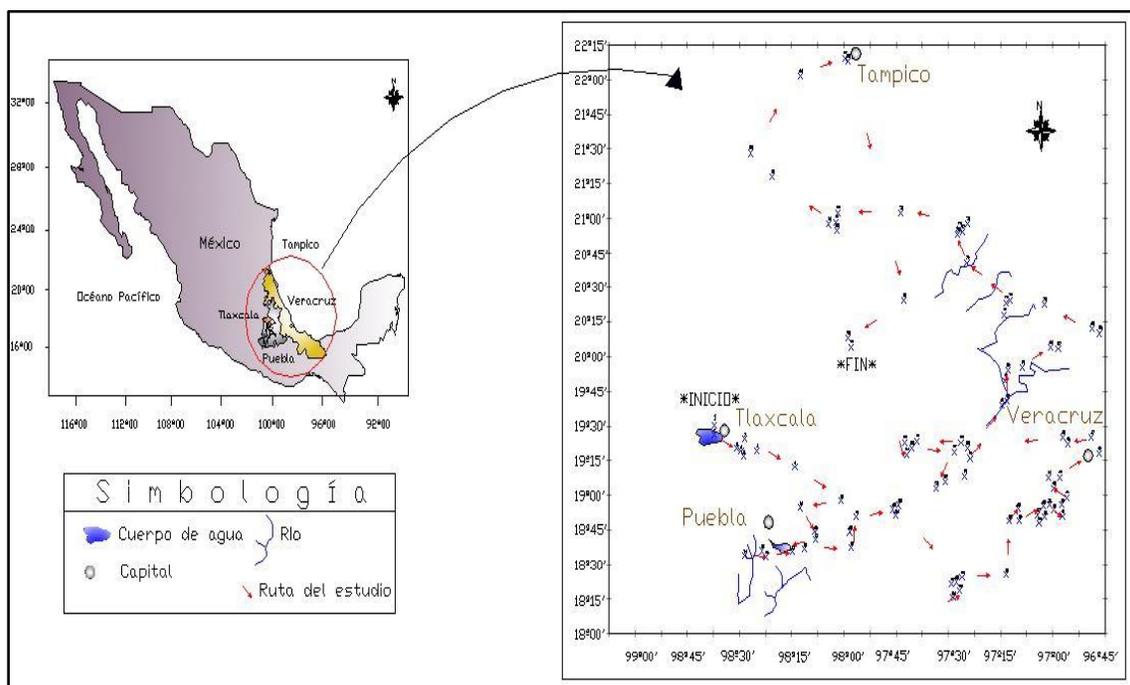


Figura 6. Recorridos y muestreos que se realizaron en 2009, 2010 y 2011.

## 6.7 Métodos

En el Cuadro 17, se presentan las determinaciones físico-químicas analíticas que se realizaron a cada muestra de agua.

Cuadro 17. Determinaciones físico-químicas para aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

DETERMINACIÓN	MÉTODO	REFERENCIA
1 pH	Potenciométrico, con Potenciómetro marca Beckman, modelo Hoffman Pinther Boswork	Eaton <i>et al.</i> , 1995
2 Conductividad Eléctrica	Conductimetría, mediante Conductímetro con puente de Wheastone con celda de vidrio	Richards, 1990
3 Residuo seco Evaporado	Gravimetría, mediante parrilla marca Hot-Plate modelo 2200 Thermolyne	Eaton <i>et al.</i> , 1995
4 Sodio y potasio	Flamometría, mediante Flamómetro IL Autocal Flame Photometer 643, L =589 nm, calibrado con soluciones estándar de 145 mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup> para Na y de 5 mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup> para K	APHA, 1995 3500-Na <sup>+</sup> y K <sup>+</sup> , D
5 Calcio y magnesio	Volumétrico, mediante titulación con EDTA y Eriocromo Negro T como indicador, para Ca + Mg y Murexida para Ca	APHA, 1995 3500 Ca <sup>2+</sup> , D
6 Carbonatos	Volumétrico, mediante titulación con ácido sulfúrico y Fenolftaleína como indicador	APHA, 1995 2320 B
7 Bicarbonatos	Volumétrico, mediante titulación con ácido sulfúrico y Anaranjado de Metilo como indicador	APHA, 1995 2320 B
8 Cloruros	Titulación con Nitrato de Plata y Cromato de Potasio al 5% como indicador	APHA, 1995 4500-C-IB
9 Sulfatos	Turbidimetría, mediante el Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, L=420 nm	APHA, 1995 4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> E
10 Ortofosfatos	Espectrofotometría, mediante el Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, L=690 nm	Rodier (1978)
11 Boro	Espectrofotometría, mediante el Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, L=690 nm, Azomethina-H	Rodier, 1978; Page, 1982; Rhoades <i>et al.</i> , 1970
12 Nitratos	Nitración, ácido Salicílico, Espectrofotometría, mediante el Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, L=410 nm	Robarge <i>et al.</i> , 1933
13 Silicio	Espectrofotometría, mediante el Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, L=650 nm	APHA 1995, 4500 Si-E
14 Presión Osmótica	Osmómetro modelo VAPRO 5520, calibrado con optimol (100, 290 y 1000 mmol kg <sup>-1</sup> )	Wescor, 1985
15 Metales pesados totales	Espectrometría de emisión atómica, mediante plasma de acoplamiento inductivo con el ICP Perkin Elmer 5300 Optima,	EPA-1983.

Los metales pesados totales se determinaron en 91 muestras de agua del muestreo de 2009 y 39 muestras de agua del muestreo de 2011. A las muestras se les agregó ácido nítrico concentrado a pH<2, se colocaron en hieleras para

transportarlas con base en los lineamientos de EPA (1983) y APHA (1995). Los metales pesados totales se determinaron con la técnica de espectrometría de emisión atómica, mediante plasma de acoplamiento inductivo con el ICP, modelo Perkin Elmer 5300 Optima, en el laboratorio de Ciencias Ambientales del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo; los metales pesados totales analizados fueron Pb, Hg, Zn, Cd, Cu, Cr, Ni y As. Los límites de cuantificación fueron los siguientes: 5.0, 0.024, 8.0, 1.5, 3.0, 5.0, 15.0 y 0.05 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), para los metales respectivos.

Los valores de recuperación obtenidos en los estándares, para el análisis de los metales totales fueron los siguientes: As 109.1 %, Cr 99.46 %, Cu 99.25 %, Hg 106.15 %, Zn 98.21 %, Cd 100.35 %, Pb 96.93 % y Ni 98.24 %; dichos valores se encuentran dentro del rango recomendado y cercanos a 100 % (EPA, 1996).

Para evaluar la calidad del agua de los ríos, embalses y manantiales, se utilizaron los criterios de EPA, (1986), la NOM-001-ECOL-1996 (ECOL, 1997) y los criterios ecológicos de calidad de agua para diferentes usos (SEDUE, 1989), que establecen los límites máximos permisibles para metales pesados contenidos en el agua para uso en riego agrícola y urbano (Cuadro 18).

Cuadro 18. Límites máximos permisibles para metales pesados.

Parámetro (mg L <sup>-1</sup> )	Ríos uso en riego agrícola		Ríos uso público urbano <sup>‡</sup>		Aguas Naturales (EPA, 1986)	Riego agrícola (SEDUE, 1989)	Fuente de abastecimiento de agua potable (SEDUE, 1989)	Recreativo e Industrial (SEDUE, 1989)
	Promedio mensual	Promedio diario	Promedio mensual	Promedio diario				
	Arsénico	0.2	0.4	0.1				
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.01	0.01	0.01	0.01
Cobre	4	6	4	6	1.5	0.2	1	0.1
Cromo	1	1.5	0.5	1	0.1	1	0.05	0.1
Mercurio	0.01	0.02	0.01	0.01	0.002	-	-	-
Níquel	2	4	2	4	0.632	0.2	0.01	-
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.0015	5	0.05	0.1
Zinc	10	20	10	20	5	2	5	-

Fuente: NOM-001-ECOL-1996.

<sup>‡</sup> Valores idénticos para protección de vida acuática.

## 6.8 Comprobación de resultados sobre análisis químicos de las aguas

### 6.8.1 Balance de cationes y aniones

De acuerdo con Greenberg (1992), después de determinar los iones principales, si éstos se expresan en equivalentes químicos (Eq), la suma de cationes y aniones deben de ser aproximadamente iguales. En principio, las soluciones acuosas son electroneutrales, es decir, en las soluciones se tiene una igualdad de cargas tanto positivas como negativas ( $\sum n^+ = \sum n^-$ ).

El porcentaje de la diferencia absoluta entre la suma de cationes se calculó con la formula siguiente:

$$\% \text{ Diferencia} = \left| \left( \frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \right) \cdot 100 \right|$$

Los criterios de aceptación en los porcentajes se presentan en el Cuadro 19.

Cuadro 19. Porcentaje aceptable de la diferencia en la suma de aniones y cationes contenidos en el agua para riego.

$\sum$ aniones (mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup> )	% Diferencia aceptable
0.0-3.0	± 0.2
3.0-10.0	±2.0
10.0 - 800.0	± 2.0 -5.0

### 6.8.2 Conductividad eléctrica medida = conductividad eléctrica calculada

En lo que se refiere a las mediciones de la conductividad eléctrica de las soluciones, y para considerar que estas mediciones son correctas, el rango de variación de la conductividad eléctrica medida y calculada en mS cm<sup>-1</sup>, debe estar entre los siguientes valores.

$$0.9 < \frac{\text{CE medida}}{\text{CE calculada}} < 1.1$$

### 6.8.3 Conductividad eléctrica medida y la suma de iones

Para relacionar las mediciones de la CE y la suma de iones, cualquiera de estas sumas será en términos generales CE/100 de los valores de la conductividad eléctrica expresada en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Para diferentes tipos de salinidad el valor se encuentra entre los siguientes rangos:

$$\frac{\text{CE}}{90} < \frac{\text{CE}}{100} < \frac{\text{CE}}{110}$$

Es decir,  $100 \sum \text{aniones o } \sum \text{cationes en mmol}_c \text{ L}^{-1} = (0.9-1.1) \text{ CE}$ . Dónde: Las concentraciones de cationes o aniones están expresadas en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , y la conductividad eléctrica en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . La suma de aniones o de cationes debe ser 1/100 del valor de la conductividad eléctrica medida.

### 6.8.4 Sólidos totales disueltos medidos = sólidos disueltos totales calculados

Para considerar que los análisis de las aguas son correctos, el rango de variación entre el valor de los sólidos totales disueltos (STD) medidos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) y los sólidos totales calculados, este rango debe estar entre los siguientes valores:

$$1.0 < \frac{\text{STD medidos}}{\text{STD calculados}} < 1.2$$

La concentración de sólidos totales disueltos medidos debe de ser mayor al calculado, porque una contribución significativa (materia orgánica disuelta) no puede ser incluida en el cálculo (Greenberg, 1992).

### 6.9 Análisis estadístico de datos (asociación de variables)

Se calibró un modelo lineal ( $Y = B_1X$ ) ajustado por el origen, mediante la técnica del análisis de la regresión lineal, el cual relaciona la concentración de las soluciones expresadas en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$  o  $\text{mg L}^{-1}$  y la presión osmótica con respecto a la conductividad eléctrica de las aguas (Richards, 1973). Este modelo se utilizó para establecer la correlación entre la concentración total electrolítica ( $\text{mg L}^{-1}$ ), los  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$  de cationes o de aniones y la presión osmótica (atm) con respecto a la

conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las soluciones acuosas de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

En el modelo lineal Y representa la concentración de la solución en  $\text{mg L}^{-1}$  o ppm, en un primer caso, la concentración de la solución en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  de cationes y aniones; en un segundo caso y la presión osmótica en atm desarrollada por la solución en un tercer caso,  $B_1$  es la pendiente de la recta, es decir, el número de unidades (ppm,  $\text{mg L}^{-1}$ ,  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  o atm) que aumenta la solución (Y) por cada unidad de conductividad eléctrica expresada en  $\mu\text{S cm}^{-1}$  o  $\text{dS m}^{-1}$  que aumenta la misma solución; X es la conductividad eléctrica de la solución en  $\text{mS cm}^{-1}$  o  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

El ajuste del modelo se realizó al correlacionar primero la conductividad eléctrica ( $\text{mS cm}^{-1}$  o  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) con la concentración de las soluciones (ppm o  $\text{mg L}^{-1}$ ) luego con la concentración ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) y finalmente con la presión osmótica (atm) empleando el método de mínimos cuadrados.

### **6.9.1 Sólidos totales disueltos medidos a un rango de conductividad eléctrica**

Otra forma de corroborar que los análisis químicos sean correctos, es que, aproximadamente 0.640 sea el valor numérico de sólidos totales disueltos (ppm o  $\text{mg L}^{-1}$ ) dividido entre la conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ).

Los valores calculados en  $\text{mg L}^{-1}$ ,  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  y presión osmótica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, se obtuvieron por inferencia estadística mediante regresión lineal. Cuando se comparan procesos determinados experimentalmente con los procesos de ocurrencia teórica utilizando una ley fisicoquímica determinada (Richards, 1973), el ángulo de la pendiente de esta relación debe ser aproximadamente  $45^\circ$ .

Se obtuvieron los valores de la relación de adsorción de sodio (RAS) en sus diferentes conceptualizaciones fisicoquímicas. Para conocer las fracciones adsorbidas de sodio intercambiable en los sistemas coloidales en los valles

regados con las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en condiciones de equilibrio químico.

A este respecto, para inferir sobre los valores de las fracciones adsorbidas de sodio en los suelos, se utilizó la ecuación derivada de las reacciones reversibles de intercambio iónico de Gapon (1987), de acuerdo con la ley de acción de masas ya que el intercambio de cationes puede representarse mediante ecuaciones similares a las que se emplean en las reacciones químicas heterogéneas y estequiométricas (Evangelou y Coale, 1987; Evangelou y Phillips, 1987; Frenkel y Alperovitch, 1984; Velázquez *et al.*, 2002). La ecuación es la siguiente:

$$PSI = \frac{\text{kg RAS}}{1 + \text{kg RAS}} 100$$

Dónde: PSI, es el porcentaje de sodio intercambiable en los sistemas coloidales de suelos; kg es el coeficiente de selectividad iónica de las fracciones arcillosas y orgánico-minerales de los suelos ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )<sup>-1/2</sup>; RAS, es la relación de la adsorción de sodio de las aguas residuales. Aquí se consideran los valores de RAS en las diferentes conceptualizaciones fisicoquímicas ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )<sup>1/2</sup>.

Por su parte las aguas superficiales y subterráneas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, presentan concentraciones importantes de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ); en la presente investigación se calculó el parámetro de Eaton (1950): Carbonato de sodio residual  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (CSR).

## **6.10 Evaporación de las aguas del manantial Salinas de Zapotitlán, Puebla, y los lagos cráter Alchichica y Atexcac**

Para los estudios de las vías evolutivas geoquímicas que siguen las aguas salinas de los lagos cráter Alchichica y Atexcac, además de estudiar las aguas salinas del manantial de Salinas Chiquitas de Zapotitlán, Puebla, se llevaron a cabo los siguientes experimentos:

Se colectaron 10.0 L de agua salina en cada sitio de muestreo. En el caso de las aguas salinas de Zapotitlán se condujeron dos experimentos. a). En el primer

experimento de evaporación se tomaron 2100 mL, esta cantidad de agua se vertió en un vaso de precipitado, para posteriormente colocarlo sobre una parrilla de secado para iniciar el proceso de evaporación. Al inicio de la evaporación se tomaron muestras de agua para hacer las determinaciones analíticas preestablecidas. Después de haber iniciado el proceso de evaporación, enseguida se tomó una alícuota cada 300 mL evaporados. En total se tomaron siete muestras de agua de 100 mL cada una. b). En el segundo experimento, para dar inicio a los procesos de evaporación, para este efecto, se tomaron 2000 mL. Esta cantidad de agua se vertió en un vaso de precipitado para posteriormente colocarlo en una plancha de secado, para dar inicio al proceso de evaporación.

Después de haberse iniciado el proceso de evaporación, se tomó una alícuota de agua cada 100 mL evaporados, para hacer los análisis químicos correspondientes. En total se tomaron 20 muestras de agua. El proceso de evaporación en el laboratorio, se llevó a cabo en condiciones isotérmicas (50 °C). Este valor de temperatura es muy próximo a la temperatura a la que se lleva a cabo la evaporación en condiciones naturales en las salinas Chiquitas en Zapotitlán.

Para estudiar los procesos de evaporación en las aguas salinas de los lagos cráter Alchichíca y Atexcac, se colectaron 2000 mL de agua y se vertieron en un vaso de precipitado para colocarse en una parrilla de secado e iniciar la evaporación. En total se tomaron 20 muestras de agua salina de cada sitio.

## 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el estado de Tlaxcala la agricultura comprende el 59.3% de la superficie estatal. Ésta se practica en dos modalidades: agricultura de temporal (89%) y agricultura de riego (11), (INEGI, 2011).

En la producción agrícola destacan el maíz y la cebada como principales productos; le siguen en orden de importancia el frijol, haba, papa, trigo, alfalfa y otros cultivos. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) destinó 23 millones de metros cúbicos del líquido en apoyo a casi 9 mil productores del Distrito de Riego 056 Atoyac–Zahuapán, a fin de impulsar los cultivos del ciclo agrícola primavera-verano-2011 (CONAGUA, 2011).

En Puebla, la agricultura de riego se localiza en una pequeña porción de la sierra norte, en la provincia del Eje Neovolcánico y Sierra Madre del Sur; sobre terrenos planos y lomeríos ramificados, en climas cálido húmedos, semisecos y secos, en suelos de muy diversos tipos. En general, la superficie destinada a este tipo de agricultura es menor que la agricultura de temporal, sin embargo los rendimientos por unidad de superficie son mucho más altos. La explotación de agua subterránea en gran escala para el riego se inició en 1960; en 1980 aumentó el número de aprovechamientos a 1 807 y en 1990 llegó a 4 443, con un incremento de 2 636 pozos con respecto a 1980, además se utiliza el agua de presas y ríos. El principal tipo de riego es por gravedad, aunque algunos sitios son regados por aspersión.

En cuanto al estado de Veracruz, la agricultura de riego no ha alcanzado una importancia significativa en el estado, debido primordialmente a las buenas condiciones del temporal, que permiten obtener altas producciones con inversiones bajas. Esta se concentra en los distritos de riego río Blanco, Actopan, río Pánuco y la Antigua, ubicados en las provincias fisiográficas denominadas Llanura Costera del Golfo Norte y del Golfo Sur; así como en pequeñas unidades dispersas por todo el estado (INEGI, 2011).

Con el panorama descrito de la agricultura de riego en la zona de estudio, en las siguientes páginas se presentan los resultados de los índices de calidad determinados en las aguas superficiales y los manantiales, muestreados en 2009, 2010 y 2011, que se utilizan para riego en los tres estados que se mencionan.

### **7.1 Localización geográfica de las estaciones de muestreo en la zona de estudio**

En el Cuadro 20, se presenta la localización geográfica de las estaciones de muestreo de la expedición de 2009, además se presenta la altitud del sitio de muestreo, así como la temperatura del agua al tomar la muestra.

Cuadro 20. Localización de las estaciones de muestreo de otoño de 2009, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición Geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
1	BORDO TEPOZONTITLA, TLAXCALA	19 °30.556	98 °31.98	2933.0	20.4
2	LA PRESITA NANACAMILPA TLAXCALA	19°28.848	98°31.115	2886.7	20.7
3	RÍO EN ATOTONILCO, PUEBLA	19°21.665	98°27.517	2492.1	20.4
4	RÍO ATOYAC, PUEBLA	19°19.374	98°27.678	2501.7	20.5
5	RÍO ATOYAC, PUEBLA	19°18.918	98°27.729	2452.1	20.6
6	LAGUNA CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.011	98°28.250	2477.7	20.6
7	NACIMIENTO CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.065	98°28.472	2524.3	20.6
8	NACIMIENTO 2 CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.065	98°28.472	2524.3	20.5
9	RÍO ATOYAC, PUEBLA	19°04.121	98°14.515	2267.8	20.6
10	PRESA MANUEL AVILA CAMACHO, PUEBLA	18°54.645	98°06.502	2219.9	20.7
11	BORDO SAN JOSÉ AGUACATE , PUEBLA	18°51.634	98°11.152	2099.2	20.3
12	RÍO HUEHUETLÁN, PUEBLA	18°45.700	98°10.553	1484.5	20.4
13	ARROYO HUEHUETLÁN, PUEBLA	18°43.910	98°11.648	1444.5	20.5
14	RÍO EN IZUCAR, PUEBLA	18°35.370	98°27.843	1435.7	20.7
15	ARROYO EPATLÁN, PUEBLA	18°38.559	98°22.408	1436.6	20.7
16	LAGUNA EPATLÁN, PUEBLA	18°37.764	98°21.098	1441.6	20.6
17	ARROYO EL RODEO, PUEBLA	18°35.757	98°15.407	1383.5	20.6
18	RÍO ATOYAC EN COATZINGO, PUEBLA	18°36.708	98°10.784	1251.0	20.6
19	RÍO AXIMILPA, TEPEJÍ, PUEBLA	18°36.570	97°55.882	1684.0	20.4
20	RÍO PUENTE DE DIOS, PUEBLA	18°44.076	97°55.606	1811.2	20.4
21	RÍO TEPEYAHUALCO, PUEBLA	18°48..959	97°52.758	2075.6	20.3
22	RIEGO ASPERSIÓN, LA PURISIMA, PUEBLA	18°49.967	97°46.965	2131.3	20.4
23	POZO SAN ANTONIO TECOLCO, PUEBLA	18°51.575	97°46.234	2150.4	20.6
24	POZO FRANCISCO VILLA, PUEBLA	18°50.759	97°45.365	2144.5	20.5
25	RÍO SALADO, PUEBLA	18°23.008	97°26.497	1686.6	20.5
26	CASCADA TILAPA, PUEBLA	18°16.349	97°29.236	1696.4	20.5
27	RÍO SALADO EN ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°19.098	97°30.618	1622.0	20.7
28	ARROYO EN SALINAS ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°20.809	97°26.930	1641.6	20.5
29	POZO EN SALINAS ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°20.809	97°26.930	1641.6	20.5
30	PILETA EN SALINAS PUEBLA	18°20.809	97°26.930	1641.6	20.5
31	EL AGUA DE NOE ACULTZINGO, PUEBLA	18°44.927	97°14.518	1648.9	20.6
32	RÍO BLANCO, OJO ZARCO VERACRUZ	18°46.843	97°12.379	1435.3	20.5
33	LAGUNA NOGALES, VERACRUZ	18°49.233	97°09.876	1450.4	20.2
34	RÍO BLANCO EN RÍO BLANCO VERACRUZ	18°49.758	97°09.031	1357.6	20.4
35	OJO DE AGUA, ORIZABA VERACRUZ	18°51.800	97°04.617	1244.1	20.4
36	MANANTIAL EN MATZINGA VERACRUZ	18°48.280	97°05.651	1253.6	20.3
37	RÍO EN MATZINGA VERACRUZ	18°48.280	97°05.651	1253.6	20.2
38	NACIMIENTO LOS MANANTIALES, VERACRUZ	18°47.836	97°06.351	1265.4	20.4
39	RÍO BLANCO SALIDA DE ORIZABA, VERACRUZ	18°49.964	97°05.266	1256.2	20.5
40	RÍO SAN MIGUEL VERACRUZ	18°53.582	97°00.700	937.8	20.1
41	RÍO METLAC VERACRUZ	18°53.582	97°00.700	937.8	20.6
42	RÍO BLANCO CORDOBA, VERACRUZ	18°52.192	96°52.537	724.2	20.5

...Cuadro 20...

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición Geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
43	MANANTIAL EN RÍO ATOYAC	18°55.564	96°52.713	646.5	20.6
44	RÍO CHOCAMAN, VERACRUZ	19°01.994	97°01.671	1449.4	20.5
45	RÍO COSCOMATEPEC EN JAMAPA VERACRUZ	19°06.004	97°02.037	1458.0	20.3
46	RÍO HUATUSCO VERACRUZ	19°09.072	96°49.574	486.1	20.6
47	RÍO PUENTE PESCADOS, VERACRUZ	19°21.821	96°49.574	486.1	20.6
48	AFLUENTE A RÍO PESCADOS, VERACRUZ	19°23.121	96°51.058	687.2	20.4
49	RÍO LOMAS VERACRUZ	19°26.076	96°54.711	1106.7	20.3
50	RÍO COSOLAPA VERACRUZ	19°27.837	96°56.850	1269.7	20.5
51	LAGO CRATER ALCHICHICA, PUEBLA	19°24.579	97°23.791	2500.3	20.5
52	LAGO CRATER LA PRECIOSA, PUEBLA	19°22.471	97°23.008	2510.2	20.4
53	LAGO CRATER QUECHULAC, PUEBLA	19°22.471	97°23.008	2510.2	20.2
54	NACIMIENTO MANANTIALES PUEBLA	19°16.307	97°21.343	2511.8	20.2
55	NACIMIENTO VICENCIO, PUEBLA	19°17.524	97°40.148	2529.5	20.4
56	NACIMIENTO EL CARMEN	19°19.026	97°37.945	2531.8	20.5
57	LAGO CRATER ALJOJUCA, PUEBLA	19°05.550	97°32.223	2545.0	20.5
58	LAGO CRATER SAN MIGUEL TECUITLAPA, PUEBLA.	19°07.408	97°32.680	2551.2	20.5
59	LAGO CRATER ATEXCAC, PUEBLA	19°20.211	97°26.979	2528.6	20.5
60	ARROYO EN SAN JOSÉ CAPILLAS	19°13.544	97°22.705	2634.8	20.7
61	NACIMIENTO PANCHO POZAS ALTOTONGA	19°44.375	97°15.145	2646.3	20.8
62	RÍO PANCHO POZAS ALTOTONGA	19°44.603	97°14.915	2165.1	20.8
63	RÍO TLAPACOYAN VERACRUZ	19°50.034	97°13.206	1303.1	20.9
64	RÍO ALSESECA, PUENTE TOMATA VERACRUZ	19°55.311	97°13.363	1309.4	21.0
65	CASCADA EL ENCANTO VERACRUZ	19°58.865	97°10.435	601.2	20.8
66	ARROYO DE PIEDRA, TLAPACOYAN, VERACRUZ	23°01.934	97°07.069	126.6	20.8
67	RÍO FILOBOBOS, VERACRUZ	20°08.025	96°57.045	7.2	20.7
68	RÍO NAUTLA, VERACRUZ	20°12.770	96°46.718	18.4	20.9
69	MAR EN NAUTLA, VERACRUZ	20°12.891	96°45.686	0.0	20.9
70	RÍO NAUTLA, PUENTE REMOLINO	20°23.949	97°14.247	23.9	20.8
71	ARROYO AFLUENTE A RÍO TECOLUTLA	20°23.160	97°18.362	47.6	20.8
72	RÍO TECOLUTLA, VERACRUZ	20°26.939	97°05.005	58.1	20.8
73	RÍO CAZONES, CAZONES VERACRUZ	20°42.101	97°15.656	3.3	20.5
74	RÍO CAZONES, EN LA UNION, VERACRUZ	20°41.619	97°20.422	13.8	20.8
75	ARROYO EN PAISES BAJOS	20°54.140	97°21.946	6.2	20.7
76	AFLUENTE A RÍO TUXPAN	20°56.448	97°23.471	3.3	20.7
77	RÍO TUXPAN PUENTE TUXPAN, VERACRUZ	20°56.884	97°23.664	2.6	20.7
78	MAR EN TUXPAN, VERACRUZ	20°58.416	97°18.473	0.0	20.7
79	RIO AFLUENTE A TUXPAN, VERACRUZ	21°06.030	97°47.966	96.1	20.8
80	ARROYO AFLUENTE A RIO CALABOZOS, VERACRUZ	21°03.900	98°08.644	103.3	21.1

...Cuadro 20...

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición Geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
81	LA PUERTA, RÍO CALABOZOS, VERACRUZ	21°03.835	98°09.230	91.5	21.2
82	RIO TERRERO EN ALAGUALTITLA, VERACRUZ	20°56.629	98°10.681	98.1	20.9
83	NACIMIENTO MEZCATLAN, VERACRUZ	20°58.663	98°09.203	446.7	20.9
84	RIO EN PLATÓN SÁNCHEZ, VERACRUZ	21°17.920	98°21.403	61.0	20.9
85	RIO TEMPOAL, VERACRUZ	21°30.037	98°24.699	36.4	20.8
86	RÍO PANUCO, PANUCO, VERACRUZ	22°03.629	98°10.566	1.6	20.9
87	PUENTE CORTADURA LAGUNA DE CHILA, TAMPICO	22°10.990	98°01.125	1.3	20.8
88	RIO PANUCO SALIDA AL MAR, VERACRUZ.	22°13.414	97°53.717	3.9	20.9
89	RIO CAZONES EN CORONEL TITO HERNÁNDEZ, VERACRUZ	20°27.239	97°43.968	144.3	20.7
90	PRESA NECAXA, PUEBLA	20°13.196	97°59.966	1299.0	20.8
91	RIO EN PUENTE TEXCAPA II, PUEBLA	20°13.196	97°59.966	1315.0	20.9

En el cuadro anterior se observa que las estaciones de muestreo están distribuidas en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, la expedición de muestreo se realizó en otoño de 2009, el inicio tuvo lugar en el bordo Tepozontitla, Tlaxcala, posteriormente el recorrido se realizó en los diferentes ríos, manantiales y embalses de Puebla; por último la toma de muestras fue llevada a cabo en Veracruz y se terminó en el río Texcapa en Puebla.

En el Cuadro 21, se presentan las concentraciones iónicas de las diferentes aguas superficiales de las 91 estaciones de muestreo en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de la expedición de 2009.

Cuadro 21. Concentración iónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz otoño 2009.

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
1	6.8	259	1.00	1.10	0.20	0.30	2.56	0.00	1.20	0.70	0.60	2.49	1.52	176.50	
			19.00	13.70	4.80	10.60		0.00	73.20	25.50	27.40				
			0.50	0.60	0.20	0.30		0.00	1.20	0.70	0.30				
2	6.8	293	1.10	0.90	0.70	0.20	2.89	0.00	1.50	1.10	0.30	2.83	1.07	200.70	
			21.20	10.90	16.30	8.60		0.00	88.50	39.70	12.50				
			0.50	0.50	0.70	0.20		0.00	1.50	1.10	0.10				
3	7.6	530	1.80	2.40	0.80	0.10	5.08	0.00	2.80	1.90	0.60	5.23	1.42	359.70	
			35.10	28.60	19.30	5.50		0.00	170.80	66.90	26.90				
			0.90	1.20	0.80	0.10		0.00	2.80	1.90	0.30				
4	7.4	275	1.00	1.00	0.70	0.10	2.72	0.00	1.30	1.20	0.30	2.66	1.14	182.40	
			19.00	11.80	15.90	4.30		0.00	76.30	41.10	12.00				
			0.50	0.50	0.70	0.10		0.00	1.30	1.20	0.10				
5	6.9	682	2.70	2.50	1.30	0.40	6.74	0.00	3.00	2.90	0.70	6.57	1.27	451.00	
			53.50	29.80	29.20	13.70		0.00	185.40	101.40	32.20				
			1.30	1.20	1.30	0.40		0.00	3.00	2.90	0.30				
6	7.2	151	0.50	0.50	0.50	0.10	1.49	0.00	0.80	0.60	0.10	1.45	1.49	101.60	
			9.00	5.80	11.50	2.40		0.00	45.80	22.30	3.40				
			0.20	0.20	0.50	0.10		0.00	0.80	0.60	0.00				
7	7.5	211	0.80	0.80	0.50	0.00	2.07	0.00	1.30	0.60	0.10	2.03	1.04	142.60	
			15.00	10.00	10.60	2.00		0.00	75.30	22.30	4.80				
			0.40	0.40	0.50	0.00		0.00	1.30	0.60	0.10				
8	7.1	266	0.80	0.90	0.80	0.10	2.63	0.00	1.50	1.00	0.10	2.56	1.29	181.20	
			16.60	11.20	18.20	3.50		0.00	89.10	34.40	6.20				
			0.40	0.50	0.80	0.10		0.00	1.50	1.00	0.10				
9	7.1	554	1.70	2.10	1.50	0.20	5.47	0.00	3.00	2.00	0.30	5.31	1.46	376.00	
			33.10	24.90	35.40	9.00		0.00	184.20	71.60	13.00				
			0.80	1.00	1.50	0.20		0.00	3.00	2.00	0.10				
10	7.2	790	2.70	2.40	2.50	0.30	7.79	0.00	4.40	2.90	0.40	7.60	1.24	543.80	
			53.10	29.00	57.00	11.00		0.00	265.40	101.00	19.20				
			1.30	1.20	2.50	0.30		0.00	4.40	2.90	0.20				
11	7.7	391	1.60	1.50	0.70	0.10	3.86	0.00	3.40	0.30	0.20	3.85	0.13	299.80	
			32.50	17.60	16.80	2.40		0.00	206.20	10.60	8.20				
			0.80	0.70	0.70	0.10		0.00	3.40	0.30	0.10				
12	7.5	685	3.40	2.60	0.80	0.00	6.76	0.00	4.00	1.70	0.90	6.58	1.33	470.10	
			67.10	31.60	17.70	1.60		0.00	243.40	58.50	45.20				
			1.70	1.30	0.80	0.00		0.00	3.40	1.70	0.50				
13	8	705	3.00	2.90	1.00	0.10	6.96	0.00	4.60	1.70	0.60	6.77	1.39	490.80	
			59.10	35.50	23.00	3.50		0.00	277.60	58.50	27.40				
			1.50	1.50	1.00	0.10		0.00	4.60	1.70	0.30				
14	7.7	1166	4.00	4.40	2.90	0.30	11.52	0.00	5.60	3.80	1.90	11.18	1.47	784.60	
			79.20	52.90	66.90	12.20		0.00	338.60	134.00	89.30				
			2.00	2.20	2.90	0.30		0.00	5.60	3.80	0.90				
15	7.9	846	3.60	3.70	1.10	0.10	8.36	0.00	5.10	1.70	1.40	8.13	1.35	589.30	
			71.30	44.30	24.80	2.40		0.00	309.30	58.50	67.70				
			1.80	1.80	1.10	0.10		0.00	5.10	1.70	0.70				
16	7.7	1087	2.20	5.20	3.00	0.40	10.73	0.00	7.40	2.10	0.90	10.45	1.33	771.30	
			43.10	62.70	69.20	16.00		0.00	453.20	74.40	44.20				
			1.10	2.60	3.00	0.40		0.00	7.40	2.10	0.50				
17	8.1	626	2.60	2.50	1.10	0.00	6.19	0.00	4.40	1.50	0.20	6.02	1.36	441.40	
			51.30	30.40	24.80	1.20		0.00	268.40	51.40	8.20				
			1.30	1.30	1.10	0.00		0.00	4.40	1.50	0.10				
18	8.3	859	3.30	3.00	2.10	0.10	8.48	0.00	4.20	2.60	1.50	8.25	1.33	581.30	
			66.90	35.80	47.60	4.70		0.00	254.40	92.20	71.10				
			1.70	1.50	2.10	0.10		0.00	4.20	2.60	0.70				
19	7.9	853	2.90	2.70	2.80	0.20	8.42	0.00	4.90	3.00	0.40	8.20	1.37	589.90	
			57.10	32.20	63.70	5.90		0.00	297.70	104.60	17.80				
			1.40	1.30	2.80	0.20		0.00	4.90	3.00	0.20				
20	7.7	819	3.10	2.50	2.30	0.20	8.08	0.00	4.20	3.10	0.60	7.87	1.37	558.20	
			61.50	29.80	53.60	9.40		0.00	259.00	108.10	30.70				
			1.50	1.20	2.30	0.20		0.00	4.20	3.10	0.30				

...Cuadro 21...

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmol L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmol L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
21	7.4	4123	14.50	12.90	9.90	3.50	40.70	0.00	24.20	14.10	1.40	39.60	1.33	2850.00	2889.90
			290.60	157.00	226.60	134.90		0.00	1473.80	498.10	69.20			65.94	
			7.30	6.50	9.90	3.50		0.00	24.20	14.10	0.70				
22	7.4	1277	4.70	5.40	2.30	0.20	12.60	0.00	6.50	4.80	1.00	12.30	1.30	834.51	847.90
			93.40	65.60	52.90	9.80		0.00	393.50	170.90	48.50			19.35	
			2.30	2.70	2.30	0.20		0.00	6.50	4.80	0.50				
23	7.5	1025	4.00	4.00	2.00	0.20	10.10	0.00	6.70	2.40	0.80	9.90	1.25	712.81	726.40
			79.20	48.50	45.30	8.20		0.00	409.90	83.30	38.40			15.62	
			2.00	2.00	2.00	0.20		0.00	6.70	2.40	0.40				
24	7.6	931	3.50	3.60	1.80	0.20	9.20	0.00	6.00	2.20	0.80	8.90	1.33	645.89	652.30
			70.90	43.70	42.30	8.20		0.00	368.40	76.20	36.00			14.18	
			1.80	1.80	1.80	0.20		0.00	6.00	2.20	0.40				
25	8.4	4028	4.70	4.80	29.50	0.80	39.80	0.00	19.60	13.60	5.60	38.70	1.34	2804.48	2843.70
			94.20	58.10	678.50	31.30		0.00	1192.60	482.80	267.10			70.99	
			2.40	2.40	29.50	0.80		0.00	19.60	13.60	2.80				
26	8.1	911	3.60	3.40	1.90	0.10	9.00	0.00	4.70	2.40	1.60	8.80	1.40	614.34	624.20
			72.10	41.10	43.90	4.70		0.00	289.10	85.10	78.30			13.48	
			1.80	1.70	1.90	0.10		0.00	4.70	2.40	0.80				
27	7.9	416	1.20	1.80	0.70	0.50	4.10	0.00	2.20	1.50	0.40	4.00	1.48	281.31	286.70
			24.30	21.90	15.20	17.60		0.00	134.20	51.40	16.80			6.45	
			0.60	0.90	0.70	0.50		0.00	2.20	1.50	0.20				
28	10.1	30881	0.30	1.80	300.00	2.90	305.00	61.20	138.80	61.20	44.30	305.50	0.08	21639.43	21855.80
			6.00	21.90	6899.30	113.40		1836.00	8465.60	2169.50	2127.70			556.65	
			0.20	0.90	300.00	2.90		30.60	138.80	61.20	22.10				
29	7	47233	6.90	6.80	448.80	4.10	466.50	0.00	117.20	329.00	9.20	455.40	1.20	29952.77	30372.10
			137.30	82.60	10321.00	158.40		0.00	7149.20	11663.40	440.40			901.44	
			3.40	3.40	448.80	4.10		0.00	117.20	320.00	4.60				
30	9.6	121226	0.20	14.50	1160.40	22.10	1197.20	202.10	18.00	630.00	318.10	1168.20	1.23	72506.29	73666.40
			4.00	175.00	26690.00	864.10		6063.60	1098.00	22333.50	15277.00			2097.96	
			0.10	7.20	1160.40	22.10		101.10	18.00	630.00	159.00				
31	8.1	427	3.10	0.90	0.20	0.10	4.20	0.00	2.50	0.80	0.90	4.10	1.44	275.12	280.30
			62.30	10.30	4.60	2.40		0.00	128.10	26.60	40.80			5.93	
			1.60	0.40	0.20	0.10		0.00	2.50	0.80	0.40				
32	7.8	434	2.60	0.90	0.70	0.10	4.30	0.00	2.70	0.80	0.70	4.20	1.25	308.11	311.20
			52.90	10.90	15.40	3.10		0.00	164.70	28.40	32.70			6.36	
			1.30	0.50	0.70	0.10		0.00	2.70	0.80	0.30				
33	6.9	901	5.30	2.50	0.90	0.30	8.90	0.00	6.10	1.70	0.90	8.60	1.65	638.93	647.90
			105.20	29.80	20.70	11.70		0.00	370.90	58.90	41.80			13.23	
			2.60	1.20	0.90	0.30		0.00	6.10	1.70	0.40				
34	7.2	495	3.10	1.00	0.80	0.10	4.90	0.00	3.00	1.00	0.80	4.70	1.48	349.82	355.40
			61.90	11.50	17.50	3.50		0.00	184.20	33.70	37.50			7.24	
			1.60	0.50	0.80	0.10		0.00	3.00	1.00	0.40				
35	7.5	378	2.10	1.00	0.60	0.00	3.70	0.00	2.30	0.70	0.60	3.60	1.63	263.33	268.30
			41.90	12.40	13.30	1.60		0.00	140.30	25.50	28.30			5.55	
			1.10	0.60	0.60	0.00		0.00	2.30	0.70	0.30				
36	7.2	741	4.10	2.00	1.10	0.10	7.30	0.00	4.50	2.00	0.70	7.10	1.31	511.50	516.60
			82.00	24.40	26.20	3.10		0.00	272.70	69.50	33.60			11.06	
			2.10	1.00	1.10	0.10		0.00	4.50	2.00	0.40				
37	7.4	433	3.30	0.80	0.20	0.10	4.30	0.00	3.30	0.40	0.50	4.20	1.29	319.48	324.00
			65.10	9.70	3.50	3.10		0.00	201.30	14.20	22.60			6.20	
			1.60	0.40	0.20	0.10		0.00	3.30	0.40	0.20				
38	7.1	793	5.60	1.80	0.30	0.10	7.80	0.00	5.70	0.70	1.20	7.70	1.15	576.78	586.00
			112.20	22.10	8.10	2.40		0.00	347.10	25.90	59.10			11.15	
			2.80	0.90	0.30	0.10		0.00	5.70	0.70	0.60				
39	7.4	384	2.60	0.90	0.30	0.10	3.80	0.00	2.00	1.10	0.60	3.70	1.39	260.15	265.10
			51.50	10.50	6.90	2.40		0.00	120.20	39.00	29.80			5.46	
			1.30	0.40	0.30	0.10		0.00	2.00	1.10	0.30				
40	7.6	265	1.40	1.00	0.20	0.10	2.60	0.00	1.30	0.90	0.40	2.60	1.27	174.94	176.70
			28.50	11.50	4.60	2.00		0.00	78.10	30.10	20.20			3.78	
			0.70	0.50	0.20	0.10		0.00	1.30	0.90	0.20				

...Cuadro 21...

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
41	7.3	213	1.20	0.80	0.20	0.00	2.10	0.00	1.20	0.80	0.10	2.10	1.12	140.95	143.60
			23.10	9.20	3.70	1.20		0.00	70.80	27.30	5.80				
			0.60	0.40	0.20	0.00		0.00	1.20	0.80	0.10				
42	7.1	191	1.00	0.60	0.20	0.10	1.90	0.00	1.00	0.60	0.20	1.80	1.44	127.28	128.70
			19.20	7.80	5.50	2.00		0.00	58.60	22.70	11.50				
			0.50	0.30	0.20	0.10		0.00	1.00	0.60	0.10				
43	7.3	239	1.20	0.80	0.30	0.00	2.40	0.00	1.20	0.80	0.30	2.30	1.29	159.15	161.40
			24.50	10.00	6.40	1.60		0.00	75.00	27.30	14.40				
			0.60	0.40	0.30	0.00		0.00	1.20	0.80	0.20				
44	7.3	397	2.00	1.40	0.50	0.10	3.90	0.00	2.00	1.20	0.60	3.80	1.29	264.33	269.10
			40.70	16.50	10.60	2.70		0.00	121.40	43.60	28.80				
			1.00	0.70	0.50	0.10		0.00	2.00	1.20	0.30				
45	7.6	123	0.60	0.40	0.10	0.00	1.20	0.00	0.60	0.40	0.20	1.20	1.26	68.63	69.90
			12.40	5.10	3.20	1.20		0.00	37.20	0.40	9.10				
			0.30	0.20	0.10	0.00		0.00	0.60	0.20	0.10				
46	7.1	128	0.70	0.40	0.10	0.00	1.30	0.00	0.60	0.40	0.20	1.20	1.20	85.52	86.50
			14.00	4.90	3.00	1.20		0.00	38.40	13.50	10.60				
			0.40	0.20	0.10	0.00		0.00	0.60	0.40	0.10				
47	7.6	185	1.00	0.60	0.20	0.00	1.80	0.00	0.90	0.60	0.30	1.80	0.82	125.83	127.60
			20.60	7.10	4.40	1.60		0.00	57.30	19.50	15.40				
			0.50	0.30	0.20	0.00		0.00	0.90	0.60	0.20				
48	7.6	331	1.40	1.40	0.50	0.10	3.30	0.00	1.70	1.00	0.50	3.20	1.15	220.44	224.40
			27.10	17.00	10.60	2.40		0.00	106.10	34.70	22.60				
			0.70	0.70	0.50	0.10		0.00	1.70	1.00	0.20				
49	7.1	226	0.90	1.00	0.30	0.00	2.20	0.00	1.10	0.70	0.40	2.20	1.59	148.13	150.90
			18.80	11.50	7.10	1.20		0.00	66.50	23.80	19.20				
			0.50	0.50	0.30	0.00		0.00	1.10	0.70	0.20				
50	7.5	105	0.40	0.40	0.10	0.00	1.00	0.00	0.50	0.30	0.20	1.00	1.46	69.27	70.00
			8.80	5.40	3.20	0.80		0.00	30.50	11.00	9.60				
			0.20	0.20	0.10	0.00		0.00	0.50	0.30	0.10				
51	9.3	15297	0.20	38.70	106.50	5.70	151.00	8.40	14.10	90.00	33.70	146.20	1.65	9064.68	9191.60
			4.00	469.80	2449.50	222.00		252.30	857.10	3190.50	1618.60				
			0.10	19.30	106.50	5.70		4.20	14.10	90.00	16.80				
52	9.1	2571	0.70	17.10	7.50	0.20	25.40	3.00	8.50	10.50	2.70	24.70	1.32	1780.94	1813.00
			13.00	207.20	171.40	9.40		90.60	518.50	641.70	129.20				
			0.30	8.50	7.50	0.20		1.50	8.50	10.50	1.40				
53	9.1	944	0.40	6.10	2.80	0.10	9.30	1.10	4.40	2.70	0.80	9.10	1.30	588.95	600.10
			8.40	73.50	63.50	3.90		33.60	270.20	96.40	39.40				
			0.20	3.00	2.80	0.10		0.60	4.40	2.70	0.40				
54	8	380	1.00	1.60	1.10	0.10	3.80	0.00	2.30	0.90	0.50	3.60	1.49	260.75	263.60
			19.80	19.60	25.30	2.00		0.00	140.90	30.10	23.10				
			0.50	0.80	1.10	0.10		0.00	2.30	0.90	0.20				
55	7.9	459	1.20	1.70	1.50	0.10	4.50	0.00	2.20	1.60	0.60	4.40	1.40	304.77	309.00
			23.70	20.90	35.00	4.70		0.00	134.20	57.10	29.30				
			0.60	0.90	1.50	0.10		0.00	2.20	1.60	0.30				
56	8	685	1.80	1.90	2.80	0.30	6.80	0.00	3.60	2.40	0.60	6.60	1.50	596.19	606.90
			35.70	23.20	63.30	12.10		0.00	216.60	216.60	28.80				
			0.90	1.00	2.80	0.30		0.00	3.60	2.40	0.30				
57	9.3	1400	0.60	4.00	9.10	0.80	14.40	1.00	6.40	4.70	1.20	13.40	3.85	948.05	966.10
			12.40	48.80	208.20	29.70		31.20	392.80	164.80	60.00				
			0.30	2.00	9.10	0.80		0.50	6.40	4.70	0.60				
58	9.9	3970	0.40	4.20	32.00	2.70	39.20	3.90	14.30	18.50	1.40	38.10	1.49	2505.31	2532.90
			8.40	50.40	735.80	103.60		11.60	873.50	656.20	65.80				
			0.20	2.10	32.00	2.70		1.90	14.30	18.50	0.70				
59	8.9	14118	2.30	54.60	80.20	2.30	139.00	6.10	34.40	82.50	12.50	135.50	1.42	8453.54	8571.90
			46.50	663.60	1843.50	91.50		183.00	2099.60	2923.60	602.30				
			1.20	27.30	80.20	2.30		3.10	34.40	82.50	6.30				
60	7.4	125	0.40	0.60	0.20	0.00	1.20	0.00	0.60	0.40	0.20	1.20	1.23	81.35	82.80
			8.40	6.70	5.10	1.60		0.00	35.40	15.60	8.70				
			0.20	0.30	0.20	0.00		0.00	0.60	0.40	0.10				

...Cuadro 21...

No	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	$\Sigma$ mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	$\Sigma$ mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
61	7.6	702	2.00	2.10	2.60	0.30	6.93	0.00	3.90	2.50	0.40	6.74	1.39	480.53	487.70
			39.10	24.90	60.00	12.50		0.00	240.30	86.90	16.80				
62	8.3	899	1.00	1.00	2.60	0.30	8.88	0.00	3.90	2.50	0.20	8.60	1.61	631.53	642.90
			2.70	2.60	3.20	0.40		0.00	5.60	2.30	0.70				
			54.70	31.00	73.80	15.30		0.00	342.80	82.20	31.70				
63	7.9	302	1.40	1.30	3.20	0.40	2.98	0.00	5.60	2.30	0.30	2.89	1.53	14.52	205.30
			1.00	1.30	0.60	0.10		0.00	1.60	0.80	0.40				
			20.40	15.30	13.80	3.90		0.00	99.40	29.10	21.10				
64	8.1	259	0.50	0.60	0.60	0.10	2.57	0.00	1.60	0.80	0.20	2.49	1.58	203.09	179.10
			0.80	0.90	0.70	0.10		0.00	1.30	0.70	0.50				
			16.40	11.20	16.10	5.10		0.00	81.70	24.80	21.60				
65	8.3	258	0.40	0.50	0.70	0.10	2.55	0.00	1.30	0.70	0.20	2.50	0.99	176.96	178.50
			0.80	0.80	0.80	0.10		0.00	1.30	0.80	0.40				
			15.60	10.00	19.30	4.30		0.00	79.30	29.10	18.30				
66	7.5	159	0.40	0.40	0.80	0.10	1.58	0.00	1.30	0.80	0.20	1.54	1.28	175.83	111.50
			0.50	0.60	0.50	0.00		0.00	0.80	0.40	0.30				
			9.00	6.90	12.00	1.60		0.00	50.60	15.90	13.50				
67	7.9	300	0.20	0.30	0.50	0.00	2.97	0.00	0.80	0.40	0.10	2.89	1.45	109.49	216.90
			1.70	0.80	0.40	0.10		0.00	2.10	0.70	0.10				
			34.10	9.10	10.10	3.10		0.00	129.30	23.00	5.80				
68	7.8	398	0.90	0.40	0.40	0.10	3.90	0.00	2.10	0.70	0.10	3.80	1.19	4.58	280.40
			1.90	1.30	0.60	0.10		0.00	2.60	0.80	0.40				
			37.90	16.20	13.30	3.90		0.00	159.20	29.80	16.80				
69	8.2	47035	1.00	0.70	0.60	0.10	461.79	0.00	2.60	0.80	0.20	452.54	1.01	26144.00	26536.20
			27.30	162.40	264.20	8.00		0.00	2.60	0.80	0.20				
			546.10	1972.80	6075.50	313.60		63.00	1342.00	13376.00	2455.30				
70	8.2	342	13.60	81.20	264.20	8.00	3.38	1.10	22.00	377.30	25.60	3.29	1.37	792.92	241.50
			1.90	1.00	0.50	0.10		0.00	2.00	0.80	0.50				
			38.30	11.50	10.60	2.40		0.00	122.60	26.90	25.00				
71	7.9	836	1.00	0.50	0.50	0.10	8.24	0.00	2.00	0.80	0.30	8.02	1.35	237.27	554.10
			3.30	3.70	1.20	0.10		0.00	4.40	2.90	0.80				
			66.50	44.40	27.10	3.50		0.00	269.00	101.00	36.50				
72	7.7	337	1.70	1.80	1.20	0.10	3.34	0.00	4.40	2.90	0.40	3.25	1.38	12.40	227.60
			1.60	1.30	0.40	0.00		0.00	1.70	1.00	0.60				
			31.50	15.80	9.90	1.60		0.00	104.30	34.00	27.90				
73	7.7	1331	0.80	0.70	0.40	0.00	13.14	0.00	1.70	1.00	0.30	12.80	1.31	224.91	902.10
			4.40	3.20	5.30	0.20		0.00	6.30	5.20	1.30				
			88.60	39.10	121.20	9.00		0.00	383.10	184.30	63.40				
74	7.7	451	2.20	1.60	5.30	0.20	4.45	0.00	6.30	5.20	0.70	4.31	1.58	21.46	309.30
			2.60	1.30	0.50	0.00		0.00	2.30	1.20	0.80				
			52.50	15.20	12.40	1.60		0.00	142.10	42.50	37.50				
75	7.3	657	1.30	0.60	0.50	0.00	6.49	0.00	2.30	1.20	0.40	6.31	1.41	6.44	462.50
			3.10	1.80	1.50	0.10		0.00	4.20	1.80	0.40				
			61.70	22.00	34.00	4.70		0.00	253.80	62.00	19.20				
76	7.9	13235	1.50	0.90	1.50	0.10	130.71	0.00	4.20	1.80	0.20	126.33	1.70	10.16	7566.10
			12.50	26.40	89.10	2.70		0.00	4.30	109.10	13.00				
			250.50	320.80	2049.50	105.60		0.00	259.30	3868.30	622.50				
77	7.9	12542	6.30	13.20	89.10	2.70	124.66	0.00	4.30	109.10	6.50	120.05	1.88	7476.38	7205.50
			11.60	23.60	86.60	3.00		0.00	3.90	106.70	9.50				
			231.50	286.10	1991.80	115.70		0.00	234.90	3781.80	457.30				
78	8.2	60176	5.60	11.80	86.60	3.00	562.85	0.00	3.90	106.70	4.80	546.28	1.49	222.21	32824.80
			11.80	154.60	390.00	6.50		2.20	28.00	449.60	66.50				
			235.50	1878.40	8970.00	254.20		64.50	1708.00	15938.00	3195.90				
79	7.4	693	5.90	77.30	390.00	6.50	6.44	1.10	28.00	449.60	33.30	6.69	1.89	32244.40	481.10
			3.20	1.30	1.60	0.40		0.00	4.00	2.30	0.40				
			64.70	15.30	35.70	15.60		0.00	242.80	80.10	21.60				
80	7.9	617	1.80	0.60	1.60	0.40	6.09	0.00	4.00	2.30	0.20	5.92	1.42	10.87	429.60
			3.10	1.30	1.40	0.40		0.00	3.30	2.00	0.60				
			61.10	15.80	31.70	14.10		0.00	201.30	71.60	28.80				
			1.50	0.70	1.40	0.40		0.00	3.30	2.00	0.30			424.47	9.54

...Cuadro 21...

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
81	8.0	376	1.81	0.80	0.86	0.25	3.72	0.00	2.02	1.23	0.37	3.62	1.36		264.00
			36.27	9.72	19.78	9.78		0.00	123.22	43.60	17.77			260.14	
			0.91	0.40	0.86	0.25		0.00	2.02	1.23	0.19			5.86	
82	8.1	489	2.60	1.04	1.12	0.08	4.84	0.00	2.64	1.60	0.48	4.72	1.25		340.00
			52.10	12.64	25.76	3.13		0.00	161.04	56.72	23.05			334.44	
			1.30	0.52	1.12	0.08		0.00	2.64	1.60	0.24			7.50	
83	7.0	879	3.82	3.52	1.20	0.16	8.70	0.00	4.74	2.88	0.86	8.48	1.28		595.00
			76.55	42.77	27.60	6.26		0.00	289.14	102.10	41.31			585.73	
			1.91	1.76	1.20	0.16		0.00	4.74	2.88	0.43			13.08	
84	8.0	455	2.46	0.86	1.08	0.10	4.50	0.00	2.45	1.52	0.40	4.37	1.46		316.00
			49.30	10.45	24.84	3.91		0.00	149.45	53.88	19.21			311.04	
			1.23	0.43	1.08	0.10		0.00	2.45	1.52	0.20			7.01	
85	8.0	507	2.38	1.30	1.20	0.12	5.00	0.00	2.81	1.60	0.45	4.86	1.41		350.00
			47.70	15.80	27.60	4.69		0.00	171.41	56.72	21.61			345.53	
			1.19	0.65	1.20	0.12		0.00	2.81	1.60	0.23			7.80	
86	8.0	665	3.12	1.78	1.50	0.18	6.58	0.00	3.30	2.11	1.02	6.43	1.15		459.00
			62.52	21.63	34.50	7.04		0.00	201.30	74.80	49.00			450.79	
			1.56	0.89	1.50	0.18		0.00	3.30	2.11	0.51			10.05	
87	7.9	622	2.75	1.60	1.61	0.18	6.14	0.00	3.26	1.76	0.96	5.98	1.32		432.00
			55.11	19.44	37.03	7.04		0.00	198.26	62.39	46.11			425.38	
			1.38	0.80	1.61	0.18		0.00	3.26	1.76	0.48			9.47	
88	7.9	9525	9.52	28.72	52.36	3.47	94.07	0.00	3.80	76.81	10.60	91.21	1.54		5434.00
			190.78	348.95	1204.28	135.68		0.00	231.80	2722.91	509.12			5343.52	
			4.76	14.36	52.36	3.47		0.00	3.80	76.81	5.30			160.86	
89	8.1	291	1.28	0.75	0.76	0.08	2.87	0.00	1.54	0.81	0.45	2.80	1.23		202.00
			25.65	9.11	17.48	3.13		0.00	93.94	28.71	21.61			199.63	
			0.64	0.38	0.76	0.08		0.00	1.54	0.81	0.23			4.44	
90	7.8	164	0.78	0.42	0.38	0.04	1.62	0.00	0.87	0.45	0.26	1.58	1.25		115.00
			15.63	5.10	8.74	1.56		0.00	53.07	15.95	12.49			112.54	
			0.39	0.21	0.38	0.04		0.00	0.87	0.45	0.13			2.47	
91	7.7	91	0.39	0.28	0.21	0.02	0.90	0.00	0.50	0.26	0.12	0.88	1.12		63.30
			7.82	3.40	4.83	0.78		0.00	30.50	9.22	5.76			62.31	
			0.20	0.14	0.21	0.02		0.00	0.50	0.26	0.06				
MNA.	7.7	554	2.63	2.45	2.61	0.31	5.47	0.00	4.88	2.85	0.78	5.31	1.35	140.45	326.00
MED.	7.7	4693	21.24	34.63	290.54	11.97	45.98	33.45	158.02	345.13	114.02	44.87	1.36	1473.18	3515.00
MOD.	7.4		0.42	0.48	0.84	0.04		0.00	3.30	1.65	0.20				166.00
DES.	0.6	15865	50.42	174.70	1903.15	62.01	155.41	383.00	705.65	2010.37	968.29	151.70	0.37	6769.41	1480.00

En el Cuadro 22, se presentan las localizaciones de las estaciones de muestreo del recorrido científico de toma de muestras durante otoño de 2010. Además de presentarse la altitud y la temperatura del agua.

Cuadro 22. Localización de las zonas de muestreo otoño de 2010, de las aguas superficiales de Tlaxcala Puebla y Veracruz

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
1	BORDO EN CALPULALPAN, TLAXCALA	19 °35 58.6	98 °36 45.7	2576	16
2	BORDO ANTES NANACAMILPA TLAXCALA	19°28 04.0	98°32 06.6	2703	24
3	LA PRESITA NANACAMILPA TLAXCALA	19°28.848	98°31.115	2689	28
4	RÍO EN ATOTONILCO, SAN ANTONIO	19°20 54.4	98°24 06.8	2332	24
5	BORDO JUNTO A LA HACIENDA, CHAUTLA	19°16 36.4	98°28 21.0	2326	18
6	RÍO ATOYAC, PUEBLA	19°16 05.5	98°27 08.9	2314	18
7	RÍO ATOYAC, PUEBLA	19°16 08.7	98°27 16.3	2293	20
8	LAGUNA CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.011	98°28.250	2322	16
9	NACIMIENTO CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.065	98°28.472	2322	16
10	NACIMIENTO 2 CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.065	98°28.472	2322	16
11	RÍO ATOYAC EN PUENTE PUEBLA	19°04.121	98°14.515	2137	22
12	PRESA MANUEL AVILA CAMACHO, PUEBLA	18°54.645	98°06.502	2028	21
13	BORDO SAN JOSÉ AGUACATE , PUEBLA	18°51.634	98°11.152	1967	21
14	RÍO HUEHUETLÁN, PUEBLA	18°45.700	98°10.553	1417	22
15	NACIMIENTO TERMAL 1, HUEHUETLÁN, PUEBLA	18°44 00.0	98°10 21.9	1390	33
16	NACIMIENTO TERMAL 2, HUEHUETLÁN, PUEBLA	18°44 43.1	98°10 42.3	1391	35
17	CANAL DE RIEGO EN COATZINGO, PUEBLA	18°35 04.2	98°10 34.5	1235	27
18	RÍO HUEHUETLÁN EN COATZINGO, PUEBLA	18°35 14.3	98°11 03.7	1247	30
19	RÍO ATOYAC EN ZACAOLA, PUEBLA	18°34 48.5	98°08 54.3	1180	27
20	RÍO VALSEQUILLO EN ZACAOLA, PUEBLA	18°50 45.5	97°51 15.8	1981	20
21	LAGO CRATER TECUITLAPA, PUEBLA	19°04 49.8	97°31 48.0	2363	23
22	LAGO CRATER ALJOJUCA, PUEBLA	19°50 01.5	97°37 43.1	2364	23
23	AGUA TERMAL LOS HUMEROS	19°37 08.3	97°20 50.4	2828	35
24	LAGO CRATER ALCHICHICA, PUEBLA	19°25 01.3	97°21 44.6	2353	20
25	LAGO CRATER LA PRECIOSA, PUEBLA	19°22.471	97°23.008	2337	20
26	LAGO CRATER QUECHULAC, PUEBLA	19°24 12.1	97°19 17.0	2335	24
27	LAGO CRATER ATEXCAC, PUEBLA	19°25 25.8	97°22 58.1	2352	24
28	NACIMIENTO EL CARMEN I, TLAXCALA	19°17 31.2	97°39 06.0	2539	24
29	NACIMIENTO EL CARMEN II, TLAXCALA	19°17 31.2	97°39 06.0	2539	24
30	CASCADA IXHUACÁN, VERACRUZ	19°19 38.4	97°05 35.9	1632	20
31	RÍO EN TEOCELO, VERACRUZ	19°31 4.5	96°55 12.0	1085	20
32	RÍO EN COATEPEC, VERACRUZ	19°31 46.5	96°55 12.0	1087	22
33	RÍO COATEPEC-LAS TRANCAS PUENTE, VERACRUZ	19°31 46.5	96°55 12.0	1055	21
34	RÍO PESCADOS EN JALCOMULCO, VERACRUZ	19°17 11.0	96°45 12.0	341	22

...Cuadro 22...

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
35	RÍO JAMAPA, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	1311	17
36	RÍO METLÁN, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	724	20
37	RÍO BLANCO, EN METLÁN, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	723	25
38	RÍO SAPOAPAN, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	782	23
39	RÍO METLAN, PUENTE SAN MIGUEL, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	868	20
40	RIO TONTO, PUENTE SAN MIGUEL, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	868	20
41	RÍOS METLÁN Y BLANCO, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	839	22
42	OJO DE AGUA, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 23.5	1425	20
43	MANANTIAL EN NOGALES, VERACRUZ	18°53 57.2	97°00 25.5	1246	18
44	RÍO COSOLAPA VERACRUZ	19°27.837	96°56.850	3871	16.7
45	RÍO ALTOTONGA, VERACRUZ	19°43 06.6	97°19 45.3	1891	23
46	RÍO TLAPACOYAN, PUENTE TABLAZO, VER.	19°48 56.7	97°18 41.6	1123	21
47	RÍO ALSESECA, PUENTE TOMATA VERACRUZ	19°52 54.2	97°17 58.4	547	23
48	RÍO ALSESECA, CAMPAMENTO, VERACRUZ	19°58 30.9	97°14 25.8	230	24
49	RÍO FILOBOBOS, CAMPAMENTO VERACRUZ	20°00 25.8	97°12 55.9	188	23
50	RÍO BOBO EN NAUTLA VERACRUZ	20°13 57.7	96°46 57.7	5	29
51	MAR EN NAUTLA, VERACRUZ	20°12.891	96°45.686	0	27
52	RÍO EN RANCHO EL ACEITERO, VERACRUZ	20°07 37.0	97°07 08.9	34	26
53	RÍO EN RANCHO LOS POTRILLOS, VERACRUZ	20°07 37.0	97°07 08.9	18	25
54	RÍO CHICATZAPA VERACRUZ	20°10 13.0	97°12 20.8	15	29
55	RÍO TECOLUTLA, PUENTE REMOLINO, VER.	20°10 22.8	97°12 40.4	30	25
56	MANANTIAL TLALPAN, TLAXCALA.	19°28.693	98°18.450	2662	19.0
57	BORDO TLALPAN, TLAXCALA.	19°28.501	98°18.705	2653	19.1
58	BORDO 2 TLALPAN, TLAXCALA.	19°28.458	98°18.730	2632	19.0
59	RÍO ZAHUAPAN, TLAXCALA.	19°20.368	98°11.902	2641	20.0
60	CASCADA ATLIHUETZIA, TLAXCALA	19°21.895	98°10.877	2274	17.5
61	MANANTIAL NACIMIENTOS, PUEBLA	19°17.502	97°40.127	2332	20.0
62	POZO SALINAS, ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°20.807	97°26.949	1516	21.0
63	PILETA SALINAS, ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°20.807	97°26.946	1512	21.0
64	RÍO ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°19.081	97°30.597	1520	26.3
65	RÍO EN OJOS ZARCOS, VERACRUZ	18°46.864	97°12.375	1533	21.5
66	LAGUNA NOGALES, VERACRUZ	18°49.247	97°00.85	380	16.5
67	RÍO CARBONERA, VERACRUZ	18°50.277	97°08.379	1237	22.8
68	RÍO BLANCO, VERACRUZ	18°49.758	97°09.017	1219	19.0
69	RÍO EN PUENTE NACIONAL, VERACRUZ	19°19.825	96°29.419	1250	25.3
70	RÍO ACTOPAN, VERACRUZ	19°25.426	96°23.111	15	29.7

...Cuadro 22...

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
71	MAR EN PALMA SOLA, VERACRUZ	19°46.172	96°25.233	0	30.0
72	RÍO EN PUENTE SANTANDER, VERACRUZ	19°55.690	96°30.564	10	29.0
73	RÍO MIZANTLA, VERACRUZ	20°01.418	96°37.787	8	29.3
74	RÍO EN PUENTE RAUDAL, VERACRUZ	20°09.437	96°42.253	3	29.0
75	RÍO NAUTLA, EN NAUTLA, VERACRUZ	20°12.676	96°46.786	6	28.6
76	RÍO CAZONES, VERACRUZ	20°42.503	97°18.597	10	29.2
77	ARROYO CHICHICATZAPA, VERACRUZ	20°19.809	97°08.417	52	29.1
78	RÍO TECOLUTLA, VERACRUZ	20°23.899	97°14.339	30	28.5
79	RÍO POZA RICA, VERACRUZ	20°32.641	97°28.525	48	30.0
80	RÍO TUXPAN, EN ALAMO, VERACRUZ	20°55.779	97°40.806	19	27.6
81	RÍO PÁNUCO EN PÁNUCO, VERACRUZ	22°03.457	98°10.620	24	27.2
82	RÍO MOCTEZUMA EN EL HIGO, VERACRUZ	21°46.380	98°27.578	22	27.5
83	RÍO TEMPOAL, VERACRUZ	21°29.985	98°24.566	47	28.5
84	RÍO EN PUENTE LA ANTIGUA, VERACRUZ	19°18.913	96°18.592	11	25.7

En el Cuadro 23, se presentan las composiciones iónicas de las diferentes aguas superficiales de las 84 estaciones de muestreo en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, expedición de 2010.

Cuadro 23. Concentración iónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz otoño de 2010.

No	pH	C.E. μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmolc L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmolc L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
1	6.4	333	1.02	1.60	0.48	0.16	3.26	0.00	1.80	1.13	0.25	3.18	1.24		221.30
			20.44	19.44	11.04	6.26		0.00	109.80	40.06	12.01				
			0.51	0.80	0.48	0.16		0.00	1.80	1.13	0.13				
2	7.4	272	0.80	1.08	0.68	0.13	2.69	0.00	1.70	0.73	0.20	2.63	1.13	189.10	191.90
			16.03	13.12	15.64	5.08		0.00	103.70	25.88	9.61				
			0.40	0.54	0.68	0.13		0.00	1.70	0.73	0.10				
3	7.8	260	1.04	0.60	0.75	0.18	2.57	0.00	1.50	0.80	0.20	2.50	1.38	181.90	184.10
			20.84	7.29	17.25	7.04		0.00	91.50	28.36	9.61				
			0.52	0.30	0.75	0.18		0.00	1.50	0.80	0.10				
4	7.5	570	1.60	2.62	1.17	0.24	5.63	0.00	3.40	1.75	0.33	5.48	1.35	385.50	392.40
			32.06	31.83	26.91	9.38		0.00	207.40	62.04	15.85				
			0.80	1.31	1.17	0.24		0.00	3.40	1.75	0.17				
5	7.8	376	1.04	1.65	0.80	0.22	3.71	0.00	2.15	1.15	0.32	3.62	1.23	255.20	257.80
			20.84	20.05	18.40	8.60		0.00	131.15	40.77	15.37				
			0.52	0.83	0.80	0.22		0.00	2.15	1.15	0.16				
6	7.3	304	0.71	1.30	0.82	0.17	3.00	0.00	1.65	1.04	0.24	2.93	1.24	216.90	220.20
			14.23	15.80	18.40	6.65		0.00	100.65	49.63	11.53				
			0.36	0.65	0.82	0.17		0.00	1.65	1.04	0.12				
7	7	417	1.02	1.40	1.38	0.32	4.12	0.00	2.26	1.43	0.33	4.02	1.23	286.10	289.50
			20.44	17.01	31.74	12.51		0.00	137.86	50.69	15.85				
			0.51	0.70	1.38	0.32		0.00	2.26	1.43	0.17				
8	8	200	0.62	0.67	0.54	0.15	1.98	0.00	1.07	0.69	0.16	1.92	1.54	136.30	138.80
			12.42	8.14	12.42	5.87		0.00	65.27	24.46	7.68				
			0.31	0.34	0.54	0.15		0.00	1.07	0.69	0.08				
9	7.7	189	0.58	0.68	0.49	0.12	1.87	0.00	1.00	0.66	0.15	1.81	1.55	127.40	128.70
			11.62	8.26	11.27	4.69		0.00	61.00	23.40	7.20				
			0.29	0.34	0.49	0.12		0.00	1.00	0.66	0.08				
10	7.2	238	0.75	0.86	0.61	0.13	2.35	0.00	1.26	0.83	0.19	2.28	1.55	160.30	162.70
			15.03	10.45	14.30	5.08		0.00	76.86	29.42	9.13				
			0.38	0.43	0.61	0.13		0.00	1.26	0.83	0.10				
11	7.6	1262	2.80	3.77	5.31	0.58	12.46	0.00	5.60	3.53	3.02	12.15	1.28	858.50	868.80
			56.11	45.81	122.13	22.68		0.00	341.60	125.14	145.05				
			1.40	1.89	5.31	0.58		0.00	5.60	3.53	1.51				
12	7.4	868	1.46	2.20	4.46	0.45	8.57	0.00	4.60	2.15	1.60	8.35	1.30	609.80	620.80
			29.26	26.73	102.58	17.60		0.00	280.60	76.22	76.85				
			0.73	1.10	3.66	0.45		0.00	4.60	2.15	0.80				
13	8	485	1.50	2.10	1.05	0.15	4.80	0.00	2.43	1.68	0.57	4.68	1.35	320.80	324.00
			30.06	25.52	24.15	5.87		0.00	148.23	59.56	27.38				
			0.75	1.05	1.05	0.15		0.00	2.43	1.68	0.29				
14	7.7	612	2.92	1.30	1.54	0.28	6.04	0.00	2.96	1.79	1.13	5.88	1.34	419.00	425.30
			58.52	15.80	35.42	10.95		0.00	180.56	63.46	54.27				
			1.46	0.65	1.54	0.28		0.00	2.96	1.79	0.57				
15	6.9	1883	3.72	5.62	7.91	1.35	18.60	0.00	6.16	3.45	8.50	18.11	1.33	1283.90	1299.30
			74.55	68.28	181.93	52.79		0.00	375.76	122.30	408.26				
			1.86	2.81	7.91	1.35		0.00	6.16	3.45	4.25				
16	6.8	1858	3.86	5.26	7.85	1.38	18.35	0.00	6.18	3.28	8.40	17.86	1.35	1272.50	1295.40
			77.35	63.91	180.55	53.96		0.00	376.98	116.28	403.45				
			1.93	2.63	7.85	1.38		0.00	6.18	3.28	4.20				
17	8.1	871	2.91	2.18	2.96	0.55	8.60	0.00	4.52	2.40	1.46	8.38	1.29	605.40	611.50
			58.32	26.48	68.08	21.57		0.00	275.72	85.08	70.12				
			1.46	1.09	2.96	0.55		0.00	4.52	2.40	0.73				
18	8.1	1059	3.23	2.70	3.91	0.62	10.46	0.00	3.90	2.88	3.48	10.26	0.99	716.00	726.70
			64.73	32.81	89.93	24.24		0.00	237.90	99.26	167.14				
			1.62	1.35	3.91	0.62		0.00	3.90	2.80	1.74				
19	8.4	1016	2.80	2.93	3.96	0.34	10.03	0.26	3.93	2.20	3.38	9.77	1.32	683.90	692.10
			56.11	35.60	91.08	13.29		7.80	239.73	77.99	162.34				
			1.40	1.47	3.96	0.34		0.13	3.93	2.20	1.69				
20	7.3	838	2.65	2.20	3.08	0.35	8.28	0.00	3.89	2.44	1.74	8.07	1.26	571.70	582.00
			53.11	26.73	70.84	13.69		0.00	237.29	86.50	83.57				
			1.33	1.10	3.08	0.35		0.00	3.89	2.44	0.87				

...Cuadro 23...

No	pH	C.E. μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmolc L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmolc L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
21	9.4	4040	0.20 4.01 0.10	0.54 6.56 0.27	36.82 846.86 36.82	2.34 91.49 2.34	39.90	2.80 84.00 1.40	24.60 1500.60 24.60	9.13 323.66 9.13	2.31 110.95 1.16	38.84	1.35	2968.10 75.80	3003.70
22	8.5	1413	0.60 12.02 0.30	4.94 60.02 2.47	7.74 173.53 7.74	0.67 26.20 0.67	13.95	0.42 12.60 0.21	7.41 452.01 7.41	4.60 163.07 4.60	1.13 54.27 0.57	13.56	1.41	953.70 24.00	968.00
23	8	1120	1.80 36.07 0.90	1.40 17.01 0.70	7.05 162.15 7.05	0.81 31.67 0.81	11.06	0.00 0.00 0.00	5.31 323.91 5.31	3.20 113.44 3.20	2.25 108.07 1.13	10.76	1.36	792.30 19.10	806.60
24	9.1	13540	0.95 19.04 0.48	25.89 314.56 12.95	102.61 2360.03 102.61	4.27 166.96 4.27	133.72	8.42 252.60 4.21	16.00 976.00 16.00	74.64 2645.99 74.64	31.20 1498.54 15.60	130.26	1.31	8233.70 230.80	8324.30
25	8.8	2370	0.80 16.03 0.40	8.69 105.58 4.35	13.39 307.97 13.39	0.52 20.33 0.52	23.40	0.72 21.60 0.36	12.20 744.20 12.20	6.56 232.55 6.56	3.30 158.50 1.65	22.78	1.35	1606.80 39.40	1626.10
26	8.9	907	0.72 14.43 0.36	4.97 60.39 2.49	3.05 70.15 3.05	0.22 8.60 0.22	8.96	0.64 19.20 0.32	4.82 294.02 4.82	2.60 92.17 2.60	0.66 31.70 0.33	8.72	1.38	590.70 14.20	599.60
27	8.7	13190	0.96 19.24 0.48	47.06 571.78 23.53	80.10 1842.30 80.10	2.14 83.67 2.14	130.26	5.62 168.60 2.81	32.02 1953.22 32.02	73.16 2953.52 73.16	16.04 770.40 8.02	126.84	1.33	8362.70 222.30	8513.20
28	8	661	0.80 16.03 0.40	1.80 21.87 0.90	3.62 83.26 3.62	0.31 12.12 0.31	6.53	0.00 0.00 0.00	3.94 240.34 3.94	1.60 56.72 1.60	0.80 38.42 0.40	6.34	1.44	468.80 11.20	474.00
29	7.9	1102	1.80 36.07 0.90	2.60 31.59 1.30	5.86 134.78 5.86	0.62 24.24 0.62	10.88	0.00 0.00 0.00	5.97 364.17 5.97	3.95 140.03 3.95	0.66 31.70 0.33	10.58	1.38	762.60 18.90	771.80
30	6.8	145	0.71 14.23 0.36	0.40 4.86 0.20	0.28 6.44 0.28	0.04 1.56 0.04	1.43	0.00 0.00 0.00	0.64 39.04 0.64	0.55 19.50 0.55	0.20 9.61 0.10	1.39	1.42	95.20 2.20	96.60
31	7.2	213	1.01 20.24 0.51	0.62 7.53 0.31	0.41 9.43 0.41	0.06 2.35 0.06	2.10	0.00 0.00 0.00	1.23 75.03 1.23	0.50 17.73 0.50	0.30 14.41 0.15	2.03	1.69	146.70 3.20	149.30
32	7	119	0.54 10.82 0.27	0.40 4.86 0.20	0.19 4.37 0.19	0.05 1.96 0.05	1.18	0.00 0.00 0.00	0.68 41.48 0.68	0.25 8.86 0.25	0.22 10.57 0.11	1.15	1.12	82.90 1.70	83.80
33	7	217	0.74 14.83 0.37	0.60 7.29 0.30	0.71 16.33 0.71	0.09 3.52 0.09	2.14	0.00 0.00 0.00	1.22 74.42 1.22	0.58 20.56 0.58	0.28 13.45 0.14	2.08	1.42	150.40 3.40	152.20
34	8	195	0.87 17.43 0.44	0.52 6.32 0.26	0.43 9.89 0.43	0.11 4.30 0.11	1.93	0.00 0.00 0.00	1.11 67.71 1.11	0.52 18.43 0.52	0.25 12.01 0.13	1.88	1.31	136.10 3.00	138.10
35	7.9	351	1.41 28.26 0.71	1.03 12.51 0.52	0.87 20.01 0.87	0.16 6.26 0.16	3.47	0.00 0.00 0.00	2.06 125.66 2.06	0.94 33.32 0.94	0.38 18.25 0.19	3.38	1.31	244.30 5.50	248.70
36	8	541	2.28 45.69 1.14	1.48 17.98 0.74	1.34 30.82 1.34	0.24 9.38 0.24	5.34	0.00 0.00 0.00	3.21 195.81 3.21	1.58 56.01 1.58	0.42 20.17 0.21	5.21	1.23	375.90 8.50	380.00
37	7.4	767	3.68 73.75 1.84	2.10 25.52 1.05	1.31 30.13 1.31	0.48 18.77 0.48	7.57	0.00 0.00 0.00	3.90 237.90 3.90	2.24 79.41 2.24	1.23 59.08 0.62	7.37	1.34	524.60 11.40	530.90
38	8.1	381	2.13 42.69 1.07	1.12 13.61 0.56	0.38 8.74 0.38	0.13 5.08 0.13	3.76	0.00 0.00 0.00	2.16 131.76 2.16	0.92 32.61 0.92	0.58 27.86 0.29	3.66	1.35	262.40 5.50	266.30
39	7.7	243	1.42 28.46 0.71	0.68 8.26 0.34	0.22 5.06 0.22	0.08 3.13 0.08	2.40	0.00 0.00 0.00	1.49 90.89 1.49	0.52 18.43 0.52	0.31 14.89 0.16	2.32	1.69	169.10 3.50	172.10
40	8	387	2.01 40.28 1.01	1.14 13.85 0.57	0.52 11.96 0.52	0.15 5.87 0.15	3.82	0.00 0.00 0.00	2.17 132.37 2.17	1.02 36.16 1.02	0.52 24.98 0.26	3.71	1.46	265.50 5.70	268.40

...Cuadro 23...

No	pH	C.E. μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmolc L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmolc L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
41	7.9	287	1.80	0.80	0.20	0.00	2.80	0.00	1.60	0.80	0.40	2.80	1.50	195.90	199.60
			36.30	9.10	5.30	1.60		0.00	98.80	26.60	18.30			4.10	
			0.90	0.40	0.20	0.00		0.00	1.60	0.80	0.20				
42	7.8	317	2.00	0.90	0.30	0.10	3.10	0.00	1.80	0.80	0.40	3.00	1.50	226.40	230.90
			39.50	10.50	5.80	2.00		0.00	119.20	29.40	20.20			4.60	
			1.00	0.40	0.30	0.10		0.00	1.80	0.80	0.20				
43	6.8	1034	4.10	4.00	2.00	0.20	10.20	0.00	5.80	2.60	1.50	10.00	1.30	703.20	713.70
			83.00	48.00	45.10	6.30		0.00	356.20	92.20	72.50			15.40	
			2.10	2.00	2.00	0.20		0.00	5.80	2.60	0.80				
44	7.5	1047	4.70	3.60	1.90	0.30	10.30	0.00	5.00	3.80	1.30	10.10	1.40	690.40	699.40
			93.20	43.30	42.80	10.60		0.00	303.80	132.90	63.90			15.60	
			2.30	1.80	1.90	0.30		0.00	5.00	3.80	0.70				
45	8	870	2.60	3.00	2.50	0.40	8.40	0.00	4.20	3.20	1.00	8.40	0.50	575.50	586.40
			52.10	35.80	58.40	13.70		0.00	253.80	112.70	49.00			13.50	
			1.30	1.50	2.50	0.40		0.00	4.20	3.20	0.50				
46	8	465	1.40	1.10	1.90	0.20	4.60	0.00	2.10	1.60	0.80	4.50	1.30	314.20	320.50
			28.30	13.60	43.20	7.00		0.00	129.30	56.70	36.00			7.40	
			0.70	0.60	1.90	0.20		0.00	2.10	1.60	0.40				
47	8.1	312	0.90	0.60	1.40	0.20	3.10	0.00	1.80	0.80	0.40	3.00	1.30	220.90	224.20
			18.40	7.70	31.50	6.30		0.00	110.40	29.80	16.80			5.10	
			0.50	0.30	1.40	0.20		0.00	1.80	0.80	0.20				
48	8	283	1.00	0.60	1.10	0.10	2.80	0.00	1.50	1.10	0.20	2.70	1.50	192.70	195.20
			19.00	7.30	25.80	4.70		0.00	89.10	37.20	9.60			4.60	
			0.50	0.30	1.10	0.10		0.00	1.50	1.10	0.10				
49	7.9	264	1.10	0.50	0.90	0.10	2.60	0.00	1.40	1.00	0.20	2.50	1.60	179.90	183.30
			22.50	6.10	20.50	3.90		0.00	83.60	34.70	8.70			4.20	
			0.60	0.30	0.90	0.10		0.00	1.40	1.00	0.10				
50	7.8	461	1.70	1.20	1.40	0.20	4.60	0.00	2.10	1.60	0.70	4.40	1.30	309.20	315.40
			34.30	15.10	33.10	6.30		0.00	129.90	56.00	34.60			7.10	
			0.90	0.60	1.40	0.20		0.00	2.10	1.60	0.40				
51	8.1	59400	24.40	94.70	462.70	4.80	586.60	0.00	4.80	484.00	82.70	571.40	1.30	33790.10	34297.00
			489.00	1150.60	10642.10	88.50		0.00	292.80	17156.10	3971.10			1057.20	
			12.20	47.40	462.70	4.80		0.00	4.80	484.00	41.30				
52	8.1	294	1.00	0.80	1.00	0.10	2.90	0.00	1.70	1.00	0.10	2.80	1.60	202.00	204.60
			20.40	9.20	23.90	3.10		0.00	105.50	34.00	5.80			4.80	
			0.50	0.40	1.00	0.10		0.00	1.70	1.00	0.10				
53	7.9	343	1.50	0.70	1.10	0.20	3.40	0.00	2.20	0.90	0.30	3.30	1.40	245.00	249.70
			29.90	7.90	24.80	6.70		0.00	131.80	30.50	13.50			5.50	
			0.80	0.30	1.10	0.20		0.00	2.20	0.90	0.10				
54	8	512	2.20	0.80	1.90	0.20	5.10	0.00	2.80	1.70	0.50	4.90	1.30	355.80	362.90
			44.30	9.70	42.80	7.40		0.00	169.00	59.60	23.10			8.20	
			1.10	0.40	1.90	0.20		0.00	2.70	1.70	0.20				
55	7.9	266	1.60	0.40	0.60	0.10	2.60	0.00	1.50	0.90	0.20	2.60	1.40	184.00	186.80
			31.10	5.10	13.30	3.10		0.00	90.30	30.50	10.60			4.10	
			0.80	0.20	0.60	0.10		0.00	1.50	0.90	0.10				
56	7.2	480	2.10	1.20	1.30	0.10	4.70	0.00	2.70	1.70	0.20	4.60	1.50	325.90	330.10
			42.10	15.10	29.40	4.70		0.00	163.50	59.60	11.50			7.60	
			1.10	0.60	1.30	0.10		0.00	2.70	1.70	0.10				
57	7.8	271	1.20	0.70	0.60	0.10	2.70	0.00	1.30	1.10	0.20	2.60	1.30	180.10	183.50
			24.90	8.30	14.70	4.70		0.00	76.90	39.70	11.10			4.20	
			0.60	0.30	0.60	0.10		0.00	1.30	1.10	0.10				
58	6.9	452	1.30	1.10	1.90	0.20	4.50	0.00	2.20	1.90	0.30	4.30	1.40	302.60	308.70
			25.70	13.60	43.70	6.30		0.00	134.20	66.70	12.50			7.50	
			0.60	0.60	1.90	0.20		0.00	2.20	1.90	0.10				
59	7.4	1158	2.50	1.20	7.10	0.60	11.40	0.00	6.20	4.40	0.60	11.10	1.40	812.00	824.20
			50.90	14.30	163.30	24.20		0.00	376.40	156.00	26.90			20.40	
			1.30	0.60	7.10	0.60		0.00	6.20	4.40	0.30				
60	7.5	515	1.40	0.80	2.60	0.30	5.10	0.00	3.20	1.60	0.20	5.00	1.30	368.40	373.20
			27.90	10.00	59.10	12.10		0.00	194.00	56.70	8.70			8.90	
			0.70	0.40	2.60	0.30		0.00	3.20	1.60	0.10				

...Cuadro 23...

No	pH	C.E. μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	Σ mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Σ mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
61	7.8	428	0.80	0.60	2.30	0.50	4.20	0.00	2.40	1.40	0.30	4.10	1.40	307.40	313.20
			15.20	7.80	52.90	20.70		0.00	145.80	49.60	15.40			7.50	
			0.40	0.30	2.30	0.50		0.00	2.40	1.40	0.20				
62	9.8	5640	0.00	0.50	54.60	0.60	55.70	8.80	4.30	38.50	2.60	54.30	1.30	3205.80	3241.10
			0.60	5.70	1255.30	24.20		264.70	264.70	1365.50	24.90			104.00	
			0.00	0.20	54.60	0.60		4.40	4.30	38.50	1.30				
63	9.7	27000	0.00	2.90	260.20	3.60	266.60	28.80	26.80	199.90	4.20	259.70	1.30	15946.30	16185.50
			0.20	34.60	5983.90	141.20		864.00	1634.80	7086.80	200.80			510.50	
			0.00	1.40	260.20	3.60		14.40	26.80	199.90	4.20				
64	8.1	602	2.30	2.00	1.40	0.30	6.00	0.00	3.10	1.80	0.80	5.80	1.40	409.40	417.60
			45.50	24.10	31.70	12.50		0.00	190.90	65.20	39.40			9.20	
			1.10	1.00	1.40	0.30		0.00	3.10	1.80	0.40				
65	8	351	1.50	0.80	0.90	0.30	3.50	0.00	1.70	1.20	0.50	3.40	1.50	240.00	244.60
			29.70	10.20	19.60	11.70		0.00	103.70	42.50	22.60			5.50	
			0.70	0.40	0.90	0.30		0.00	1.70	1.20	0.20				
66	7.3	615	2.50	1.60	1.90	0.10	6.10	0.00	3.40	1.90	0.50	5.90	1.50	420.70	425.30
			50.10	19.10	42.80	5.50		0.00	209.80	68.40	25.00			9.70	
			1.30	0.80	1.90	0.10		0.00	3.40	1.90	0.30				
67	7.5	244	1.20	0.50	0.60	0.10	2.40	0.00	1.50	0.70	0.10	2.40	1.30	171.70	174.30
			23.10	6.30	14.70	3.90		0.00	93.90	25.90	3.80			3.90	
			0.60	0.30	0.60	0.10		0.00	1.50	0.70	0.00				
68	7.7	371	1.80	1.00	0.60	0.20	3.70	0.00	2.30	1.20	0.10	3.60	1.20	257.30	262.40
			35.70	12.50	14.50	8.60		0.00	138.50	41.80	5.80			5.80	
			0.90	0.50	0.60	0.20		0.00	2.30	1.20	0.10				
69	7.8	223	0.90	0.50	0.70	0.10	2.20	0.00	1.30	0.80	0.10	2.10	1.70	153.80	156.70
			17.40	5.80	17.00	4.30		0.00	77.50	26.90	4.80			3.60	
			0.40	0.20	0.70	0.10		0.00	1.30	0.80	0.10				
70	7.9	345	1.10	0.80	1.10	0.40	3.40	0.00	1.90	1.30	0.10	3.30	1.30	241.80	244.50
			22.00	9.40	25.80	16.40		0.00	117.10	45.40	5.80			5.70	
			0.60	0.40	1.10	0.40		0.00	1.90	1.30	0.10				
71	8.3	50900	17.00	84.30	389.40	12.00	502.70	0.30	12.80	399.40	77.50	490.00	1.30	29459.10	29901.00
			340.70	1024.30	8955.50	469.20		9.00	780.80	14157.30	3722.30			1236.40	
			8.50	42.20	389.40	12.00		0.20	12.80	399.40	372.10				
72	8	500	2.50	1.20	1.10	0.10	4.90	0.00	2.90	1.80	0.20	4.80	1.30	341.70	348.50
			49.30	14.80	26.20	4.70		0.00	176.90	62.00	7.70			7.80	
			1.20	0.60	1.10	0.10		0.00	2.90	1.80	0.10				
73	8.2	345	1.50	1.00	0.80	0.10	3.40	0.00	2.40	0.90	0.10	3.30	1.50	244.20	248.80
			30.30	11.70	18.90	4.70		0.00	144.00	30.50	4.30			5.50	
			0.80	0.50	0.80	0.10		0.00	2.40	0.90	0.10				
74	8.2	307	1.20	0.90	0.70	0.20	3.00	0.00	1.90	1.00	0.10	3.00	1.30	213.00	215.30
			23.50	10.90	17.00	8.60		0.00	113.50	36.20	3.40			4.90	
			0.60	0.50	0.70	0.20		0.00	1.90	1.00	0.00				
75	8.4	305	1.20	0.80	0.90	0.10	3.00	0.00	1.90	0.90	0.10	3.00	0.80	214.60	217.80
			23.30	9.70	21.20	5.10		0.60	118.30	32.60	3.80			4.90	
			0.60	0.40	0.90	0.10		0.00	1.90	0.90	0.00				
76	8.1	359	1.90	0.70	0.80	0.10	3.60	0.00	2.10	1.20	0.10	3.50	1.30	248.70	253.70
			37.90	9.00	18.40	4.70		0.00	130.50	42.90	5.30			5.70	
			1.00	0.40	0.80	0.10		0.00	2.10	1.20	0.10				
77	8	322	1.70	0.60	0.70	0.10	3.20	0.00	1.60	1.40	0.10	3.10	1.30	216.40	220.50
			34.70	7.40	16.30	5.10		0.00	98.80	47.90	6.20			5.10	
			0.90	0.30	0.70	0.10		0.00	1.60	1.40	0.10				
78	8.1	283	1.30	0.80	0.60	0.10	2.80	0.00	1.60	1.10	0.10	2.70	1.30	190.80	192.90
			25.70	10.00	14.30	2.70		0.00	97.60	37.20	3.40			4.40	
			0.60	0.40	0.60	0.10		0.00	1.60	1.10	0.00				
79	8	333	1.20	1.10	0.90	0.10	3.30	0.00	1.90	1.20	0.10	3.20	1.40	226.00	229.40
			24.70	13.20	19.80	4.30		0.00	117.10	41.10	5.80			5.30	
			0.60	0.60	0.90	0.10		0.00	1.90	1.20	0.10				
80	8	353	1.90	1.10	0.40	0.10	3.50	0.00	2.20	1.20	0.10	3.40	1.50	239.70	244.50
			37.50	13.60	10.10	2.40		0.00	131.20	41.10	3.80			5.40	
			0.90	0.60	0.40	0.10		0.00	2.20	1.20	0.00				

...Cuadro 23...

No	pH	C.E. $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+1</sup>	K <sup>+1</sup>	$\Sigma$ mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup>	Cl <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	$\Sigma$ mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	% Error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
81	8.0	346	1.20	1.17	0.92	0.13	3.42	0.00	2.05	1.17	0.11	3.33	1.33		239.60
			24.05	14.22	21.16	5.08		0.00	125.05	41.48	5.28			236.32	
			0.60	0.59	0.92	0.13		0.00	2.05	1.17	0.06			5.52	
82	8.1	463	2.31	1.28	0.86	0.12	4.57	0.00	2.65	1.62	0.18	4.45	1.33		317.50
			46.29	15.55	19.78	4.69		0.00	161.65	57.43	8.65			314.04	
			1.16	0.64	0.86	0.12		0.00	2.65	1.62	0.09			7.14	
83	7.1	416	1.50	1.07	1.46	0.08	4.11	0.00	2.46	1.28	0.24	3.98	1.61		292.20
			30.06	13.00	33.58	3.13		0.00	150.06	45.38	11.53			286.74	
			0.75	0.54	1.46	0.08		0.00	2.46	1.28	0.12			6.69	
84	8.1	234	0.96	0.61	0.62	0.12	2.31	0.00	1.30	0.82	0.12	2.24	1.54		162.90
			19.24	7.41	14.26	4.69		0.00	79.30	29.07	5.76			159.73	
			0.48	0.31	0.62	0.12		0.00	1.30	0.82	0.06			3.71	
MNA.	7.9	417	1.50	1.50	3.00	0.40	4.10	0.00	4.10	2.40	0.80	4.00	1.30	141.50	278.00
MED.	7.8	2573	14.70	20.40	152.30	7.70	25.40	7.10	84.60	210.20	55.80	24.80	1.30	804.30	1994.10
MOD.	8	333	0.70	0.30	1.90	0.10	2.80	0.00	1.70	1.70	0.10	NA	NA	5.50	372.00
DES.	0.6	9008	40.60	105.10	969.60	34.10	89.00	60.10	218.00	1484.10	359.20	86.70	0.20	3737.10	6441.60

Por otra parte en el Cuadro 24, se presenta la localización geográfica de las estaciones de muestreo de la expedición de 2011, además se presenta la altitud y la temperatura del agua, medidas al momento de tomar la muestra en el sitio. Al igual que en las expediciones de 2009 y 2010, la toma de muestras en 2011 se inició en algunos embalses del estado de Tlaxcala, posteriormente la expedición se dirigió hacia Puebla en sus diferentes manantiales, ríos y embalses, se continuó muestreando en el estado de Veracruz, para que finalmente se concluyera la toma de muestras en Puebla.

Cuadro 24. Localización de las zonas de muestreo de otoño de 2011.

MUESTRA	LOCALIDAD	Posición Geográfica		Altitud (m)	Temperatura (°C)
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
1	BORDO TEPOZONTITLA, TLAXCALA	19°30.556	98°31.98	2933.0	20.4
2	LA PRESITA NANACAMILPA TLAXCALA	19°28.848	98°31.115	2886.7	20.7
3	RÍO EN ATOTONILCO, PUEBLA	19°21.665	98°27.517	2492.1	20.4
4	RÍO ATOYAC 1, PUEBLA	19°19.374	98°27.678	2501.7	20.5
5	RÍO ATOYAC 2, PUEBLA	19°18.918	98°27.729	2452.1	20.6
6	NACIMIENTO, CHIAUTLA 1, PUEBLA	19°19.065	98°28.472	2480.0	18.6
7	NACIMIENTO CHIAUTLA 2, PUEBLA	19°19.065	98°28.483	2524.3	20.6
8	LAGUNA CHIAUTLA, PUEBLA	19°19.011	98°28.250	2477.7	20.6
9	RÍO PUENTE NEGRO, SN. MARTÍN TEXMELUCAN, TLAX.	19°16.411	98°25.532	2263.0	20.6
10	LAGO CRATER ALCHICHICA, PUEBLA	19°24.579	97°23.791	2500.3	20.5
11	LAGO CRATER LA PRECIOSA, PUEBLA	19°22.471	97°23.008	2510.2	20.4
12	LAGO CRATER QUECHOLAC, PUEBLA	19°22.471	97°23.008	2510.2	20.2
13	LAGO CRATER ATEXCAC, PUEBLA	19°20.211	97°26.979	2528.6	20.5
14	LAGO CRATER SAN MIGUEL TECUITLAPA, PUEBLA	19°07.408	97°32.680	2551.2	20.5
15	LAGO CRATER SAN MIGUEL TECUITLAPA, PUEBLA	19°07.237	97°32.680	2551.2	20.5
16	LAGO CRATER ALJOJUCA, PUEBLA	19°05.550	97°32.223	2545.0	20.5
17	POZO EN SALINAS ZAPOTITLÁN, PUEBLA	18°20.809	97°26.930	1641.6	20.5
18	BORDO, PUERTO DEL AIRE, VERACRUZ	18°41.493	97°20.137	2311.0	19.9
19	RÍO CARRIZALITO, VERACRUZ	18°44.516	97°14.306	1402.0	16.1
20	RÍO BLANCO, OJO ZARCO VERACRUZ	18°46.843	97°12.379	1435.3	16.8
21	LAGUNA NOGALES, VERACRUZ	18°49.233	97°09.876	1450.4	20.2
22	RÍO BLANCO EN RÍO BLANCO VERACRUZ	18°49.758	97°09.031	1357.6	20.4
23	OJO DE AGUA, ORIZABA VERACRUZ	18°51.800	97°04.617	1244.1	20.4
24	RÍO METLAC VERACRUZ	18°53.582	97°00.700	937.8	20.6
25	RÍO SAN MIGUEL VERACRUZ	18°53.482	97°00.600	937.8	20.1
26	RÍO JAMAPA, VERACRUZ	19°06.020	97°02.001	1312.0	16.6
27	RÍO PUENTE PESCADOS, VERACRUZ	19°21.821	96°49.574	486.1	20.6
28	RÍO PANCHO POZAS ALTOTONGA, VERACRUZ	19°44.603	97°14.915	2165.1	20.8
29	ARROYO DE PIEDRA, TLAPACOYAN, VERACRUZ	23°01.934	97°07.069	126.6	20.8
30	RÍO ALSESECA, PUENTE TOMATA VERACRUZ	19°55.311	97°13.363	1309.4	21.0
31	AFLUENTE A RÍO ALSESECA	19°57.205	97°11.418	397.0	22.1
32	RÍO FILOBOBOS, VERACRUZ	20°08.025	96°57.045	264.0	20.7
33	RÍO NAUTLA, VERACRUZ	20°12.770	96°46.718	18.4	20.9
34	MAR EN NAUTLA, VERACRUZ	20°12.891	96°45.686	0.0	20.9
35	RÍO TECOLUTLA, VERACRUZ	20°26.939	97°05.005	58.1	20.8
36	RÍO SAN MARCOS, PUEBLA	20°27.128	97°43.583	240.0	23.2
37	PRESA NECAXA, PUEBLA	20°13.196	97°59.966	1286.0	20.8
38	RIO EN PUENTE TEXCAPA II, PUEBLA	20°13.196	97°59.966	1298.0	18.0
39	PRESA TEJOCOTAL, HIDALGO	20°08.227	98°08.546	2145.0	21.1

En el Cuadro 25, se presentan las composiciones iónicas de las muestras de agua de las 39 estaciones de muestreo, de la expedición de 2011.

Cuadro 25. Concentración iónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, otoño de 2011.

No	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
1	7.9	151	0.58	0.36	0.24	0.31	1.49	0.00	0.86	0.40	0.19	1.45	1.32		110.71
			11.62	4.38	5.49	12.25	0.00	52.47	14.18	9.27		109.40			
			0.29	0.18	0.24	0.31	0.00	0.86	0.40	0.10		2.38			
2	8.2	271	1.20	0.46	0.65	0.37	2.68	0.00	1.64	0.72	0.25	2.61	1.26		199.58
			24.05	5.59	14.95	14.33	0.00	100.06	25.53	12.01		196.63			
			0.60	0.23	0.65	0.37	0.00	1.64	0.72	0.13		4.34			
3	8.1	367	1.11	1.51	0.78	0.22	3.62	0.00	2.29	0.90	0.34	3.53	1.29		259.91
			22.24	18.36	17.94	8.70	0.00	139.71	31.91	16.33		255.06			
			0.56	0.76	0.78	0.22	0.00	2.29	0.90	0.17		5.68			
4	8.1	193	0.55	0.64	0.50	0.22	1.91	0.00	1.05	0.65	0.16	1.86	1.35		135.27
			11.02	7.78	11.42	8.60	0.00	64.06	23.05	7.48		133.67			
			0.28	0.32	0.50	0.22	0.00	1.05	0.65	0.08		3.10			
5	7.6	262	0.68	0.87	0.80	0.24	2.59	0.00	1.42	0.92	0.18	2.52	1.37		182.92
			13.63	10.58	18.40	9.38	0.00	86.63	32.62	8.65		179.86			
			0.34	0.44	0.80	0.24	0.00	1.42	0.92	0.09		4.25			

...Cuadro 25...

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
6	7.5	191	0.46	0.67	0.56	0.20	1.89	0.00	1.08	0.63	0.12	1.83	1.61		264.00
			9.22	8.15	12.88	7.82		0.00	65.89	22.34	5.76				132.03
			0.23	0.34	0.56	0.20		0.00	1.08	0.63	0.06				3.10
7	7.3	236	0.63	0.86	0.62	0.22	2.33	0.00	1.24	0.82	0.20	2.26	1.53		284.00
			12.63	10.46	14.26	8.60		0.00	75.65	29.08	9.61				160.26
			0.32	0.43	0.62	0.22		0.00	1.24	0.82	0.10				3.75
8	8	174	0.38	0.72	0.48	0.14	1.72	0.00	1.10	0.48	0.10	1.68	1.24		188.00
			7.62	8.76	11.09	5.47		0.00	67.11	17.02	4.80				121.80
			0.19	0.36	0.48	0.14		0.00	1.10	0.48	0.05				2.80
9	8	231	0.88	0.52	0.64	0.24	2.28	0.00	1.11	0.72	0.40	2.23	1.01		264.00
			17.64	6.27	14.72	9.38		0.00	67.72	25.53	19.21				160.50
			0.44	0.26	0.64	0.24		0.00	1.11	0.72	0.20				3.61
10	9.2	13150	0.30	30.11	91.97	7.49	129.87	3.04	20.60	92.16	10.71	126.51	1.31		9036.00
			6.03	366.14	2115.31	292.82		91.20	1256.81	3267.99	514.40				7909.29
			0.15	15.06	91.97	7.49		1.52	20.60	92.16	5.36				234.31
11	9.2	2210	0.37	12.29	8.13	0.49	21.28	0.40	12.00	6.78	2.64	21.82	1.26		1572.00
			7.41	149.45	187.05	19.00		12.00	732.12	240.42	126.95				1474.03
			0.19	6.15	8.13	0.49		0.20	12.00	6.78	1.32				35.26
12	9.3	831	0.32	4.20	3.48	0.21	8.21	0.16	3.20	4.28	0.36	8.00	1.29		552.00
			6.41	51.07	80.04	8.06		4.80	195.23	151.77	17.18				514.71
			0.16	2.10	3.48	0.21		0.08	3.20	4.28	0.18				13.69
13	8.9	12290	0.34	36.77	81.20	3.06	121.37	3.64	19.70	88.12	6.71	118.17	1.33		8492.00
			6.81	447.12	1867.60	119.56		109.20	1201.90	3124.74	322.28				7197.85
			0.17	18.39	81.20	3.06		1.82	19.70	88.12	3.36				215.82
14	10.1	3750	0.21	1.18	32.92	2.69	37.01	1.04	18.87	14.00	2.09	36.00	1.38		2608.00
			4.31	14.39	757.16	105.32		31.20	1151.26	496.44	100.49				2659.76
			0.11	0.59	32.92	2.69		0.52	18.87	14.00	1.05				70.75
15	10.7	9220	0.19	6.02	79.95	4.89	91.04	1.60	23.70	26.59	37.29	89.18	1.03		7896.00
			3.72	73.20	1838.85	191.16		48.00	1445.94	942.88	1791.04				6376.29
			0.09	3.01	79.95	4.89		0.80	23.70	26.59	18.65				158.09
16	9.3	1240	0.67	3.62	7.25	0.71	12.25	0.26	6.72	4.12	0.83	11.93	1.34		816.00
			13.43	44.02	166.75	27.89		7.80	409.99	146.10	39.85				855.55
			0.34	1.81	7.25	0.71		0.13	6.72	4.12	0.41				21.50
17	7.3	3735	1.44	6.83	23.95	4.67	36.89	0.00	9.02	19.86	6.86	35.74	1.58		27596.00
			28.81	83.06	550.85	182.60		0.00	550.31	704.24	329.49				2198.58
			0.72	3.42	23.95	4.67		0.00	9.02	19.86	3.43				65.07
18	8.3	240	0.98	0.41	0.88	0.10	2.37	0.00	1.32	0.81	0.16	2.29	1.75		188.00
			19.64	5.01	20.24	3.91		0.00	80.53	28.72	7.68				165.68
			0.49	0.21	0.88	0.10		0.00	1.32	0.81	0.08				3.89
19	7.6	356	2.93	0.16	0.39	0.04	3.52	0.00	2.21	1.10	0.11	3.42	1.46		308.00
			58.72	1.95	8.91	1.56		0.00	134.83	39.01	5.13				258.28
			1.47	0.08	0.39	0.04		0.00	2.21	1.10	0.05				5.35
20	7.6	302	2.44	0.18	0.32	0.04	2.98	0.00	1.85	0.97	0.09	2.91	1.15		216.00
			48.90	2.19	7.36	1.56		0.00	112.87	34.40	4.44				216.57
			1.22	0.09	0.32	0.04		0.00	1.85	0.97	0.05				4.54
21	7.4	637	4.68	1.12	0.40	0.09	6.29	0.00	3.65	2.02	0.44	6.11	1.49		416.00
			93.79	13.62	9.31	3.52		0.00	222.69	71.63	21.13				435.51
			2.34	0.56	0.40	0.09		0.00	3.65	2.02	0.22				9.80

...Cuadro 25...

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
22	7.6	409	2.90	0.70	0.40	0.10	4.00	0.00	2.40	1.30	0.20	3.90	1.50		283.80
			57.70	8.80	8.60	2.30		0.00	145.20	46.10	11.50				280.40
			1.40	0.40	0.40	0.10		0.00	2.40	1.30	0.10				6.00
23	7.7	287	1.90	0.60	0.30	0.10	2.80	0.00	1.70	0.90	0.20	2.80	1.40		200.30
			38.10	7.30	6.00	2.70		0.00	103.10	30.50	9.60				197.30
			1.00	0.30	0.30	0.10		0.00	1.70	0.90	0.10				4.20
24	7.8	206	1.30	0.50	0.20	0.10	2.00	0.00	1.10	0.80	0.10	2.00	1.30		140.30
			26.50	5.60	4.40	2.30		0.00	64.70	27.70	6.70				137.80
			0.70	0.20	0.20	0.10		0.00	1.10	0.80	0.10				3.10
25	7.7	248	1.80	0.30	0.30	0.10	2.40	0.00	1.50	0.80	0.10	2.40	0.90		176.00
			35.50	4.10	5.90	3.10		0.00	91.50	26.90	6.90				173.90
			0.90	0.20	0.30	0.10		0.00	1.50	0.80	0.10				3.70
26	7.9	109	0.60	0.20	0.20	0.10	1.10	0.00	0.70	0.30	0.10	1.10	1.40		78.40
			11.60	2.50	5.70	2.00		0.00	41.50	9.90	4.50				77.20
			0.30	0.10	0.20	0.10		0.00	0.70	0.30	0.00				1.70
27	7.8	131	0.70	0.30	0.30	0.10	1.30	0.00	0.80	0.40	0.10	1.30	1.20		93.20
			13.80	3.40	6.00	2.30		0.00	47.60	12.80	5.80				91.60
			0.30	0.10	0.30	0.10		0.00	0.80	0.40	0.10				2.00
28	7.8	823	1.90	2.10	3.80	0.30	8.10	0.00	4.40	3.30	0.20	7.90	1.30		566.30
			37.80	26.00	87.60	11.60		0.00	269.70	115.60	11.40				559.60
			0.90	1.10	3.80	0.30		0.00	4.40	3.30	0.10				13.90
29	8	304	0.80	0.80	1.30	0.10	3.00	0.00	1.60	1.20	0.10	2.90	1.40		209.80
			15.50	9.70	29.70	5.30		0.00	100.10	42.60	3.80				206.70
			0.40	0.40	1.30	0.10		0.00	1.60	1.20	0.00				5.10
30	8.1	208	0.70	0.40	0.80	0.10	2.10	0.00	1.20	0.80	0.10	2.00	1.50		145.40
			14.20	5.10	18.90	3.90		0.00	70.20	27.70	2.90				142.80
			0.40	0.20	0.80	0.10		0.00	1.20	0.80	0.00				3.50
31	8	211	0.60	0.50	0.90	0.10	2.10	0.00	1.10	0.80	0.10	2.00	1.50		145.90
			11.60	6.30	19.90	4.70		0.00	69.60	28.40	3.90				144.20
			0.30	0.30	0.90	0.10		0.00	1.10	0.80	0.00				3.60
32	7.9	200	1.20	0.40	0.30	0.10	2.00	0.00	1.20	0.60	0.10	1.90	1.00		141.70
			23.60	4.90	7.20	3.10		0.00	73.20	22.70	4.80				139.60
			0.60	0.20	0.30	0.10		0.00	1.20	0.60	0.10				3.10
33	8.1	383	1.60	0.80	1.30	0.10	3.80	0.00	2.10	1.40	0.20	3.70	1.50		266.50
			31.10	10.10	29.50	4.70		0.00	128.10	47.90	10.60				261.80
			0.80	0.40	1.30	0.10		0.00	2.10	1.40	0.10				6.20
34	7.5	53000	19.00	68.40	422.70	13.30	523.40	0.00	22.00	462.40	25.10	509.60	1.30		30760.90
			380.80	831.90	9722.60	519.30		0.00	1342.20	16397.10	1207.80				30396.10
			9.50	34.20	422.70	13.30		0.00	22.00	462.40	12.60				1258.00
35	8.1	244	1.10	0.50	0.70	0.10	2.40	0.00	1.40	0.80	0.10	2.40	1.20		172.40
			22.20	5.70	16.60	4.30		0.00	86.00	28.40	6.70				169.90
			0.60	0.20	0.70	0.10		0.00	1.40	0.80	0.10				3.90

...Cuadro 25...

No	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup> mmol L <sup>-1</sup>	RSE mg L <sup>-1</sup>
36	8.1	276	1.60	0.50	0.60	0.10	2.80	0.00	1.50	1.00	0.20	2.70	1.50		191.20
			31.30	5.50	13.80	4.70		0.00	89.70	36.20	7.70			188.70	
			0.80	0.20	0.60	0.10		0.00	1.50	1.00	0.10			4.30	
37	8.1	102	0.60	0.10	0.20	0.00	0.90	0.00	0.60	0.40	0.10	1.10	1.30		71.80
			12.00	1.60	5.60	1.60		0.00	34.80	12.80	2.80			70.50	
			0.30	0.10	0.20	0.00		0.00	0.60	0.40	0.00			1.60	
38	8.1	108	0.60	0.20	0.30	0.00	1.10	0.00	0.60	0.40	0.10	1.10	1.50		75.70
			11.30	2.10	6.40	1.90		0.00	36.00	13.50	3.30			74.60	
			0.30	0.10	0.30	0.00		0.00	0.60	0.40	0.00			1.70	
39	8.0	60	0.20	0.10	0.20	0.00	0.50	0.00	0.40	0.20	0.00	0.60	1.10		42.50
			4.40	1.50	5.10	1.20		0.00	21.40	6.70	1.90			41.80	
			0.10	0.10	0.20	0.00		0.00	0.40	0.20	0.00			1.00	
MNA.	8.0	271	1.10	1.10	3.50	0.30	2.70	0.00	3.70	3.30	0.30	2.60	1.30	84.40	240.00
MED.	8.2	2753	11.10	21.80	164.70	14.60	27.20	2.70	97.30	238.40	41.30	26.50	1.30	862.30	2778.17
MOD.	8.1		0.60	0.40	0.30	0.10		0.00	1.60	0.70	0.10			3.10	264.00
DES.	0.7	8826	37.40	93.80	947.10	60.80	87.20	14.10	270.90		1567.20	207.10	0.20	3673.50	7120.33

## 7.2 Relaciones iónicas de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz

En la composición iónica de las aguas muestreadas en 2009, 2010 y 2011 en Tlaxcala, Puebla y Veracruz predominaron los iones bicarbonato por el lado de los aniones y por el lado de los cationes fue el calcio principalmente.

Con base en que las rocas volcánicas están constituidas principalmente por minerales silicatados, los cuales en la mayoría de los casos son insolubles; se puede decir que las aguas que recorren y se almacenan en esta zona de estudio, son de concentraciones iónicas bajas. Can (2005), encontró características y coincidencias en la zona de los valles del río Tulancingo, estado de Hidalgo, concentraciones iónicas bajas y con predominio de bicarbonatos por la parte de los aniones y calcio seguido del magnesio fueron los cationes predominantes.

Por su parte Ramírez (2009), en un estudio realizado en el estado de Morelos, en la zona que corresponde al Eje Neocolcánico, encontró agua de baja concentración, esto debido a que las rocas de origen volcánico son de baja solubilidad. Las aguas que escurren y atraviesan estas rocas se enriquecen con bajas concentraciones de bicarbonatos. En cambio, cuando se analizaron las composiciones químicas de las aguas de ríos y manantiales de la zona del estado de Morelos que corresponde a regiones de calizas, estas aguas, poseen cantidades prevalecientes de bicarbonatos, además de cantidades importantes de iones de calcio y de magnesio.

En las regiones volcánicas, como lo es gran parte del estado de Puebla, Tlaxcala y parte importante de Veracruz, el bióxido de carbono se mezcla con el agua y forma aguas ricas en iones bicarbonato, sin embargo en el estado de Veracruz la característica principal es la presencia de escurrimientos que fluyen a través de los carsos. Una gran cantidad de anhídrido carbónico es arrojado a la atmosfera por la actividad volcánica, éste destruye las rocas eruptivas, extrayendo los metales. Al combinarse con el calcio y el magnesio se acumula como caliza y dolomita.

Las aguas que se muestrearon y que se utilizan para riego de cultivos, en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, son superficiales. Estas aguas contienen en solución diferentes especies de iones, es decir, estas aguas tienen distintas relaciones de cationes y aniones. Estas aguas durante los procesos de riego y cuando se encuentran en condiciones de equilibrio con los suelos, debido a su diferente quimismo, van a desarrollar distintos procesos físico-químicos.

Adicionalmente se muestrearon las aguas de los lagos-cráter como Alchichíca con una conductividad eléctrica de  $15\ 257\ \mu\text{S cm}^{-1}$ , este lago-cráter está perdiendo lentamente volumen. El lago cráter La Preciosa tiene una CE de  $2\ 571\ \mu\text{S cm}^{-1}$ , en las partes aledañas a este lago-cráter se desarrolla una agricultura intensiva. Además en este lago-cráter se observa una disminución lenta del volumen de agua.

El agua del lago-cráter de Quechulac presenta una CE de  $944 \mu\text{S cm}^{-1}$ . En las zonas aledañas, al igual que en la Preciosa, se practica una agricultura de riego intensiva. EL agua del lago-cráter Aljojuca tiene una CE de  $1\ 400 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Por último el agua del lago-cráter de Atexcac tiene una CE de  $14\ 118 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Como caso particular se muestrearon las aguas del manantial de aguas salinas, que abastece a los polígonos de evaporación de Salinas Chiquitas de Zapotitlán de Salinas, Puebla. Es necesario mencionar que el río salado recibe un sinnúmero de efluencias de aguas que circulan dentro de los diferentes espesores de sedimentos y calizas falladas de la formación Mesozóica llamada de Zapotitlán.

Los tipos de agua que desarrollan diferentes tipos de salinización son.

1. Clorhídricas  $\text{Cl} / \text{SO}_4 > 2.0$
2. Sulfático-clorhídrica  $\text{Cl} / \text{SO}_4 = 1.0 - 2.0$
3. Clorhídrico-sulfáticas  $\text{Cl} / \text{SO}_4 = 0.2 - 1.0$
4. Sulfáticas  $\text{Cl} / \text{SO}_4 < 0.2$
5. Sulfáticas-sódicas  $\text{HCO}_3 / \text{Cl} + \text{SO}_4 = 2.0$

En el Cuadro 26, se presenta el número de los tres muestreos que corresponden a los diferentes tipos de quimismo.

Cuadro 26. Número de muestras de los muestreos 2009, 2010 y 2011, que corresponden a los diferentes tipos de quimismo.

Tipo de salinidad	Valores para $\text{Cl} / \text{SO}_4$ ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )	Total de aguas por muestreo		
		2009	2010	2011
Clorhídrica	$\text{Cl}/\text{SO}_4 > 2$	57	63	37
Sulfático-clorhídrica	$\text{Cl}/\text{SO}_4 = 1.0 - 2.0$	31	17	1
Clorhídrico-sulfática	$\text{Cl}/\text{SO}_4 = 0.2-1.0$	3	4	1
Total de muestras		91	84	39

### **7.3 Distribución de cationes y aniones de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz**

La distribución de los diferentes iones de las muestras de agua colectadas en 2009, 2010 y 2011 se presenta en la Figura 7. Esta forma de presentar los iones permite observar con mayor claridad la predominancia de los iones en las muestras de agua en en cada sitio de muestreo a lo largo de los recorridos de las tres expediciones por los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

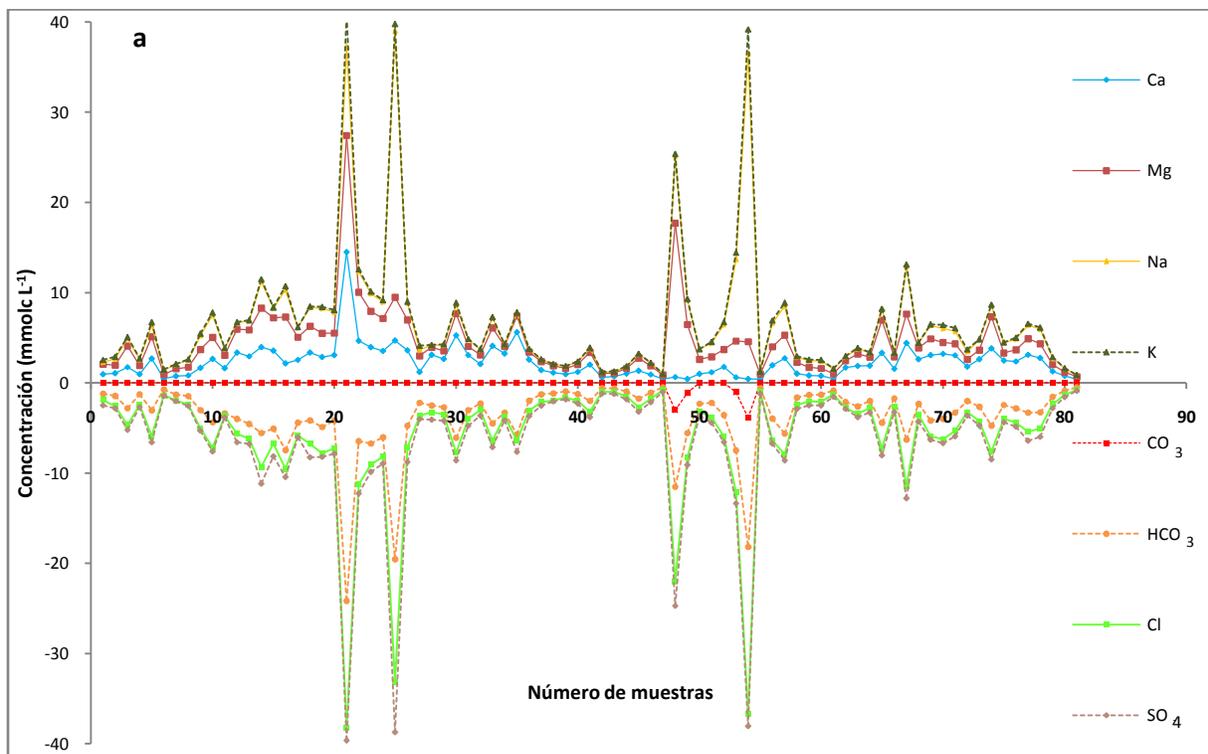
En el muestreo de 2009 (Figura 7a), la concentración de los cationes fue baja en la mayoría de las muestras sin sobrepasar los  $30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . Específicamente el sodio fue de concentración baja, menos de  $2 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  en la mayoría de las muestras de aguas que se utilizan para riego, la muestras que presentaron un contenido de sodio mayor al indicado fueron la número 6 de la laguna de Chiautla, Puebla con una concentración de  $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , el Río Tepeyahualco en Puebla, muestra 21, presentó una concentración de sodio de  $9.9 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , mientras que el río Salado, muestra 25, en Puebla presentó  $29.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  de sodio.

Mientras que los lagos-cráteres de Alchichica, La Preciosa, Aljojuca y Tecuitlapa, muestras 51, 52, 57 y 58, presentaron una concentración de sodio de 106.5, 7.5, 9.1 y  $32 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  de forma respectiva. En Veracruz el Río Cazonas fue el que presentó el mayor contenido de sodio de  $5.3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , mientras que las otras aguas destinadas para riego, muestreadas en el estado presentaron menores concentraciones de sodio.

Por otra parte en el muestreo de 2010 (Figura 7b), la distribución de los iones fue baja, sin embargo, algunas aguas que se utilizan para riego presentaron una concentración de sodio mayor de  $4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , como es el caso del Río Atoyac en Puebla, La presa Manuel Ávila Camacho, los nacimientos I y II en Huehuetlán, el río Huehuetlán, los lagos cráter de Tecuitlapa, Aljojuca, y La Preciosa. En Tlaxcala superan los  $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  el nacimiento del Carmen II y el río Zahuapán. Las otras aguas muestreadas utilizadas en la agricultura presentan concentraciones bajas de aniones y cationes (Figura 7c), muestreo 2011.

En los esquemas longitudinales de las composiciones iónicas de los tres muestreos de campo (Figura 7), no se colocaron las muestras de agua de los lagos-cráter de Alchichica, Atexcac, San miguel Tecuitlapa, Zapotitlán de salinas y las que corresponden a las aguas marinas debido a que poseen una alta concentración, sin embargo, todos los valores de sus parámetros físico-químicos sí fueron utilizados para obtener las distintas asociaciones funcionales de las diferentes variables, y elaboración de diagramas sintéticos específicos de interpretaciones y diagramas de permeabilidad en cuanto a los contenidos de los distintos iones y elementos.

Por otra parte los resultados referentes a la composición iónica y alta concentración total electrolítica de las diferentes aguas se describen desde la perspectiva de la calidad del agua y los efectos de estas aguas en los suelos a través de la determinación del porcentaje de sodio intercambiable (PSI), en los suelos.



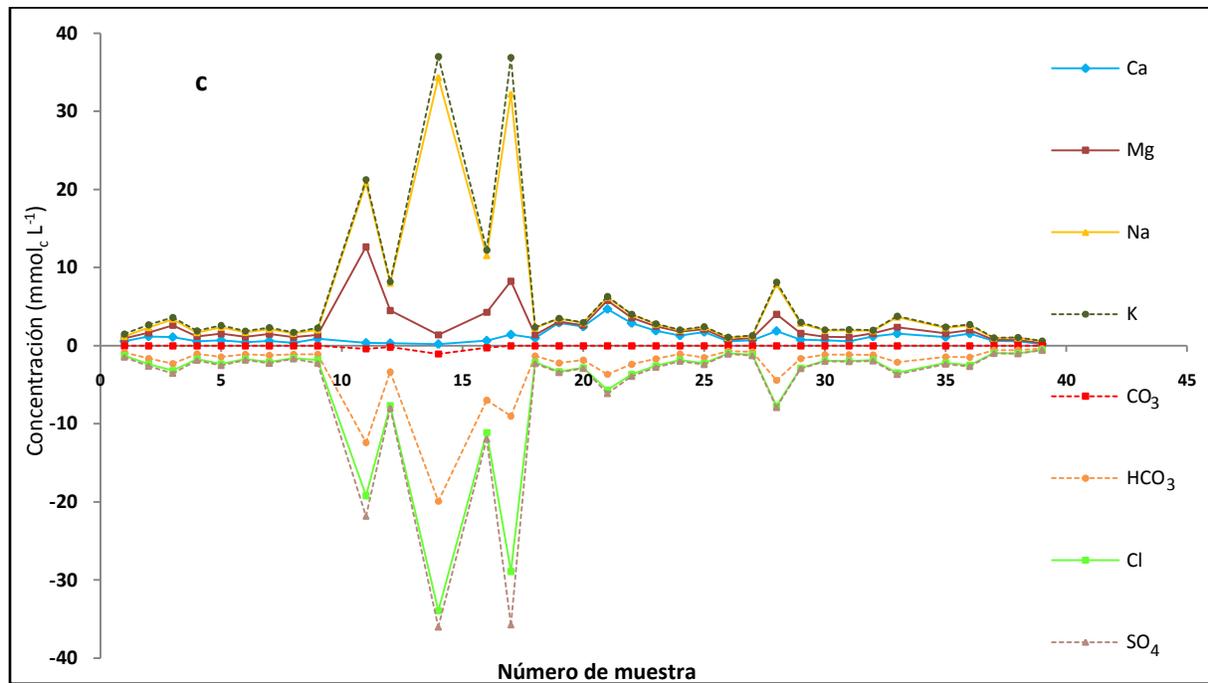
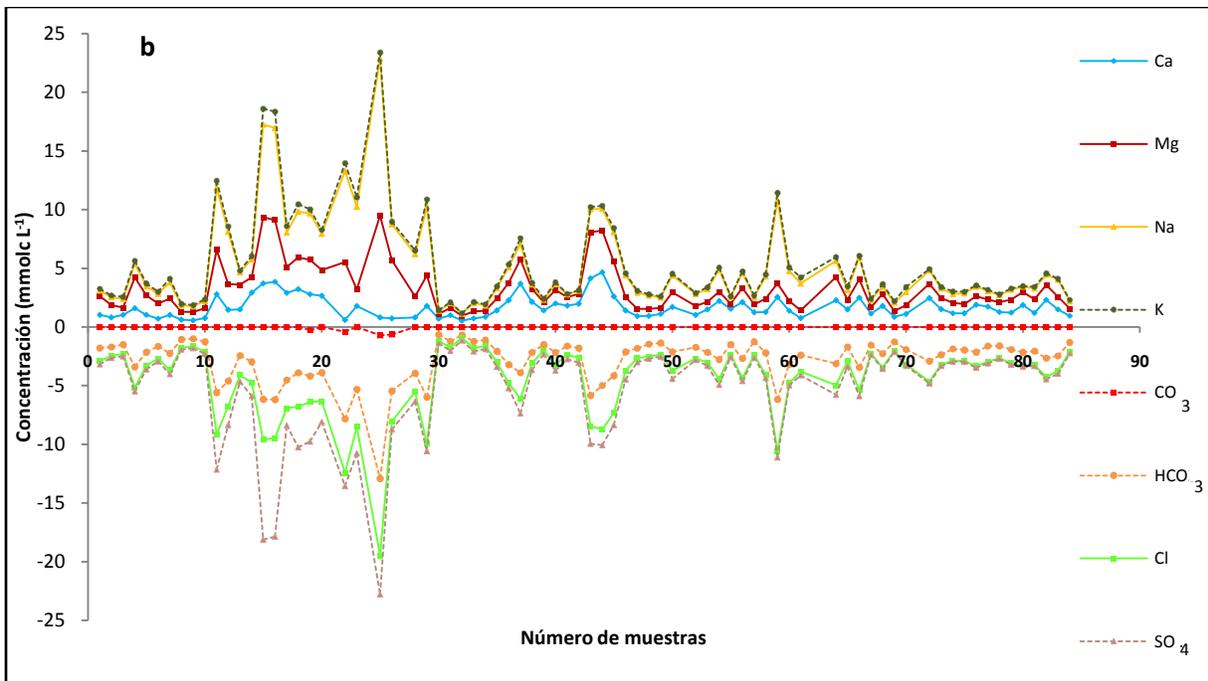


Figura 7. Distribución catiónica y aniónica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz muestreos de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).

Una vez que se han determinado las composiciones iónicas de todas las aguas de los muestreos 2009, 2010, y 2011, se utilizaron las directrices que establecen Ayers y Wescot (1987), para interpretar la calidad del agua de riego (Cuadro 27), a su vez en el Cuadro 28, se establecen los parámetros geoquímicos como Na / Mg y Ca / Mg que señalan en términos generales la tendencia del ión magnesio a permanecer más tiempo en las soluciones.

Cuadro 27. Límites de concentración de distintos parámetros que establecen directrices para interpretar la calidad del agua de riego para cultivos en aguas de estaciones de muestreo.

Criterio	Valor	Restricción	Muestreo	Muestreo	Muestreo
			2009	2010	2011
Número de muestras					
RAS (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) <sup>0.5</sup>	< 3	Ninguna	78	68	31
	3--9	Ligera	1	9	2
	> 9	Severa	12	7	6
Cl (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	< 3	Ninguna	73	68	29
	3--10	Ligera	14	6	4
	> 10	Severa	4	10	6
HCO <sub>3</sub> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	< 1.5	Ninguna	21	15	19
	1.5--8.5	Ligera	60	63	13
	> 8.5	Severa	10	6	7

Cuadro 28. Límites geoquímicos de predominancia de diferentes iones en las aguas superficiales de los recorridos de 2009, 2010 y 2011.

Criterio	Valor (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Muestreo	Muetsreo	Muetsreo
		2009	2010	2011
Número de muestras				
Na / Mg	< 1	63	36	16
	1	6	4	0
	> 1	22	44	23
Ca / Mg	< 1	31	27	16
	1	13	3	1
	> 1	47	54	22

#### 7.4 Distribución de concentraciones: Conductividad eléctrica expresada en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y concentración de cationes expresada en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

Es conocido que la calidad del agua de riego fundamentalmente está determinada por la concentración total electrolítica y la concentración relativa de los distintos iones. En las Figuras 8 y 9, se presenta la distribución de frecuencias de las diferentes aguas naturales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz; con respecto a la conductividad eléctrica expresada en unidades de  $\mu\text{S cm}^{-1}$  y a la concentración de cationes  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ .

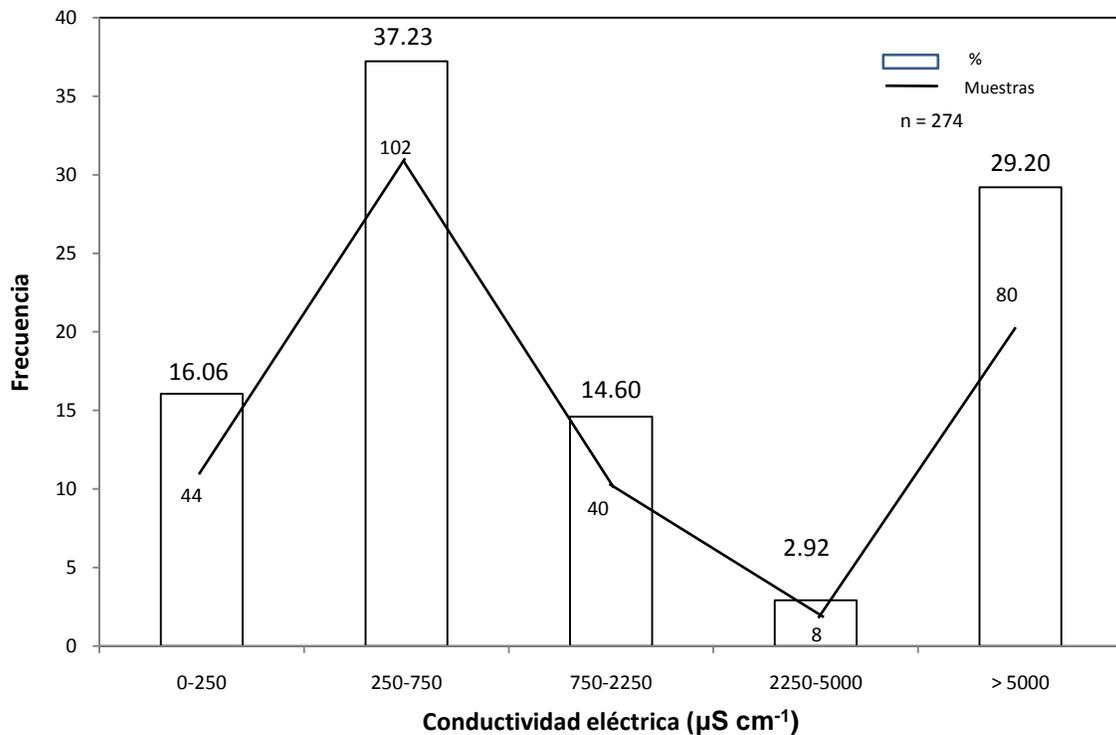


Figura 8. Distribución de frecuencias de los valores de la conductividad eléctrica de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreos 2009, 2010 y 2011.

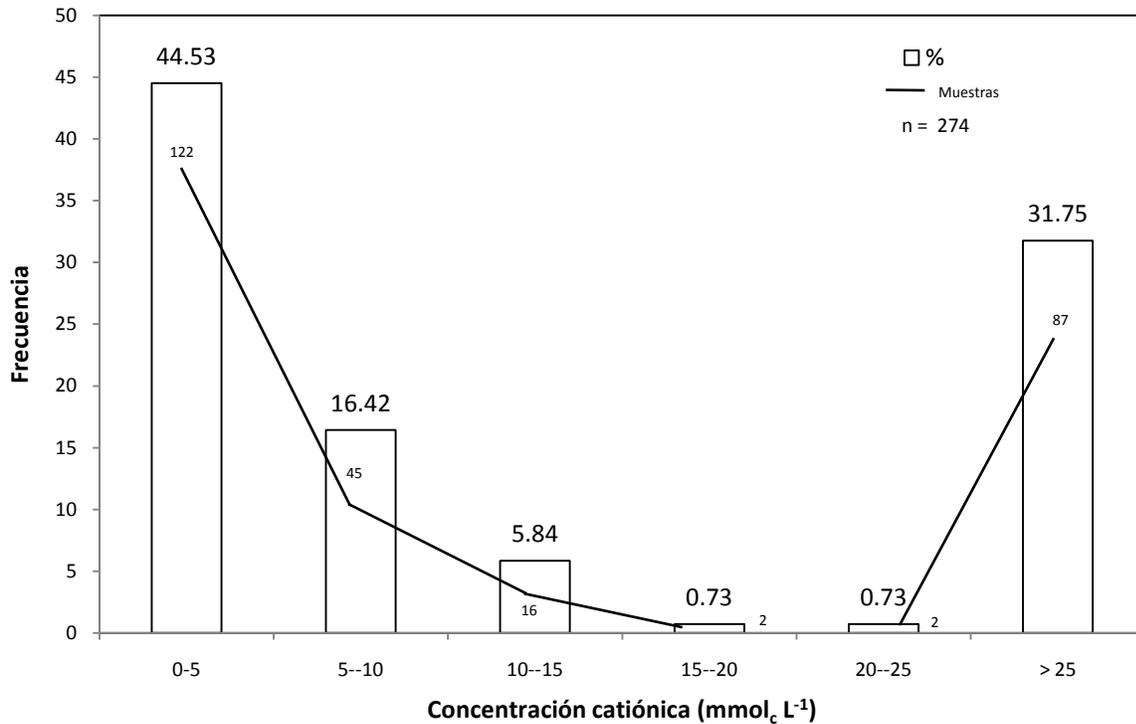


Figura 9. Distribución de frecuencias de los valores de la concentración de cationes en las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, Muestreos 2009, 2010 y 2011.

De acuerdo con los valores de la conductividad eléctrica en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , establecidos en el diagrama de Richards (1990) que clasifica las aguas de riego; las distintas aguas naturales que circulan en los cauces de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, y que riegan diversos cultivos agrícolas; se clasificaron como sigue: 1. se encontraron 44 muestras de agua con una conductividad eléctrica de  $0.0-0.250 \mu\text{S cm}^{-1}$  o C1; 2. 102 muestras de agua con conductividad eléctrica de  $250-750 \mu\text{S cm}^{-1}$  o C2; 3. 40 muestras de agua con una conductividad eléctrica de  $750-2250 \mu\text{S cm}^{-1}$  o C3; 4. 8 muestras de agua con una conductividad eléctrica de  $2250-5000 \mu\text{S cm}^{-1}$  o C4 y 5. 80 muestras de agua con una conductividad eléctrica  $>5000 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Por último, de acuerdo con los valores de cationes expresados en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ , las aguas naturales de los distintos cauces y cuerpos de agua que se encuentran en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, se clasifican como sigue: 1. 122 muestras de agua con una concentración de  $0.0-5.0 \text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ; 2. 45 muestras de agua con una concentración

de 5.0-10.0 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; 3. 16 muestras de agua con una concentración de 10.0-15.0 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; 4. 2 muestras de agua con una concentración de 15.0-20.0 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; 5. 2 muestras de agua con una concentración de 20.0-25.0 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, y 6. 87 muestras de agua con concentración >25.0 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.

## 7.5 Clasificación de las aguas con base en su salinidad

### 7.5.1 Relación entre las conductividades eléctricas determinadas teóricamente y las conductividades eléctricas determinadas experimentalmente

Cuando se están investigando las concentraciones de soluciones naturales como, aguas que fluyen en diferentes cuencas (ríos), aguas de los suelos, aguas freáticas, aguas de distintos manantiales y aguas subterráneas, para estos efectos se recomienda medir la conductividad eléctrica de estas soluciones expresada en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

Para entender las concentraciones de las sales solubles en las soluciones acuosas, por medio de diferentes mediciones de la conductividad eléctrica de las soluciones, se tienen dos relaciones funcionales:  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1} = f_a \text{ CE}$  y  $\text{mg L}^{-1} = f_a \text{ CE}$ . Es necesario señalar que, cuando se determina la concentración de sales expresada en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , la conductividad eléctrica depende del número de iones en solución, en cambio cuando se hace necesario determinar los miligramos por litro ( $\text{mg L}^{-1}$ ) o partes por millón (ppm), la conductividad eléctrica depende del número de partículas en la solución y además del peso de las partículas.

Con la finalidad de establecer en qué medida, los valores experimentales de la conductividad eléctrica, se encuentran en correspondencia con los valores teóricos de la conductividad eléctrica de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, se procedió a establecer la relación funcional:

$$\text{CE}_{\text{teórica}} = f_a \text{ CE}_{\text{experimental}}$$

Para este efecto se calculó la conductividad eléctrica teórica expresada en  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para cada ión que se tiene en las diferentes muestras de agua, de acuerdo con lo establecido por Eaton (1995). En el Cuadro 29, se presentan los factores de la

conductividad eléctrica de los iones que generalmente se encuentran en las aguas naturales.

Para determinar la conductividad eléctrica teórica de cada muestra de agua, cada ión ( $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ) fue multiplicado por su factor de conductividad eléctrica y su correspondiente suma es el valor de la conductividad eléctrica teórica. En el Cuadro 29, se presentan los valores teóricos de conductividad eléctrica de cada ión.

Cuadro 29. Valores teóricos de la conductividad eléctrica de los iones que generalmente se encuentran en las aguas naturales.

Ión	Conductividad eléctrica a 25 °C ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	
	Por $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Por $\text{mg L}^{-1}$
$\text{Ca}^{2+}$	52.00	2.60
$\text{Mg}^{2+}$	46.60	3.82
$\text{Na}^+$	48.90	2.13
$\text{K}^+$	72.00	1.84
$\text{CO}_3^{2-}$	84.60	2.82
$\text{HCO}_3^-$	43.60	0.72
$\text{Cl}^-$	75.90	2.14
$\text{SO}_4^{2-}$	73.90	1.54

Fuente: Eaton, 1995.

Las relaciones de la CE teórica y experimental fueron de 1.08, 1.01 y 1.096 para el primer, segundo y tercer muestreos respectivamente (Figura 10). El intervalo de aceptación establecido por este método de comprobación de los datos analíticos es de  $0.9 < \text{CE}_{\text{teórica}} / \text{CE}_{\text{experimental}} > 1.1$ , por lo que se puede aseverar que los datos analíticos obtenidos en ese trabajo son correctos.

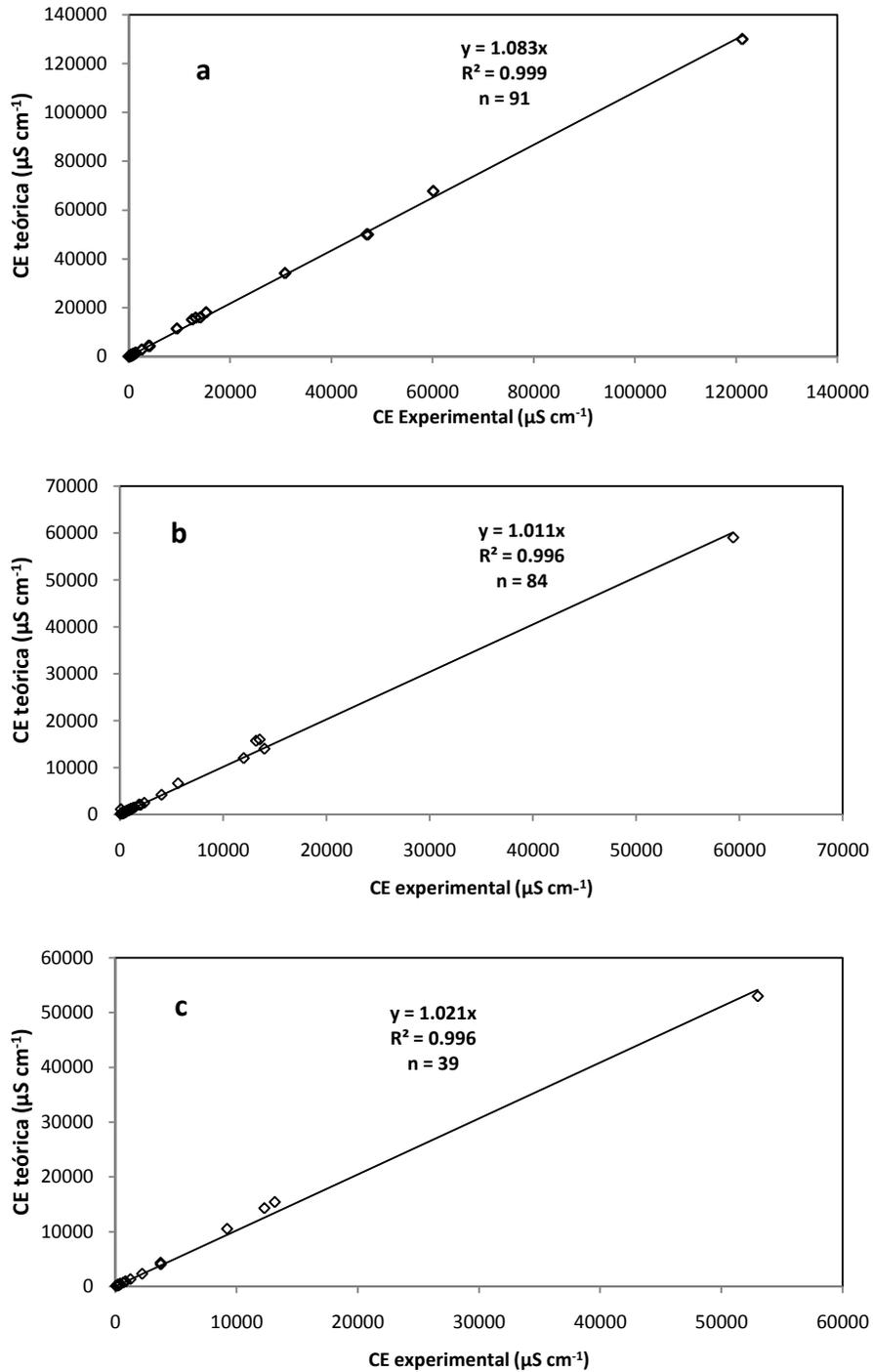


Figura 10. Relación conjunta de la conductividad eléctrica teórica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica experimental ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).

Una conclusión relevante, es que la relación funcional  $CE_{teórica} = faCE_{experimental}$  expresa que la disociación electrolítica en las soluciones salinas acuosas siempre se debe mantener la electroneutralidad. Es decir, las concentraciones de cationes y aniones cuando estos se expresan en  $mmol_c L^{-1}$ , deben ser aproximadamente iguales. Por lo tanto, los valores de cada conductividad eléctrica de las más variadas soluciones salinas son proporcionales a las concentraciones iónicas de estas mismas soluciones.

### **7.5.2 Relación de los $mg L^{-1}$ (STD) analíticos con respecto a la CE expresada en $\mu S cm^{-1}$**

Como se ha señalado por diferentes autores (Richards, 1990; Jurinak y Suarez, 1990; Velázquez, 2001; Ramírez, 1988), en investigaciones que se han llevado a cabo de manera específica sobre un gran número de determinaciones de la conductividad eléctrica en  $\mu S cm^{-1}$  y en relación con la cantidad en peso de los distintos iones disociados, a este respecto, se ha establecido que las mediciones de la conductividad eléctrica son directamente proporcionales a todos aquellos pesos de los iones disociados. Además se ha mencionado que la relación funcional  $mg L^{-1} = faCE$  en su proporcionalidad depende de los valores que adquiere la pendiente y éstos dependen de los tipos de salinidad.

Para diferentes tipos de sales puras y tipos de salinidad los valores de la pendiente varían de 0.580 a 1.250, cuando la CE está expresada en  $\mu S cm^{-1}$ . En la Figura 10, se presenta la relación funcional entre las concentraciones de sales solubles en aguas naturales en los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz y sus valores correspondientes de la CE ( $mg L^{-1} = faCE$ ), pendientes con valores de 0.689, 0.697 y 0.703 respectivamente. Los valores numéricos de este coeficiente (a) corresponde a aguas que tienen una concentración considerable de iones bicarbonato.

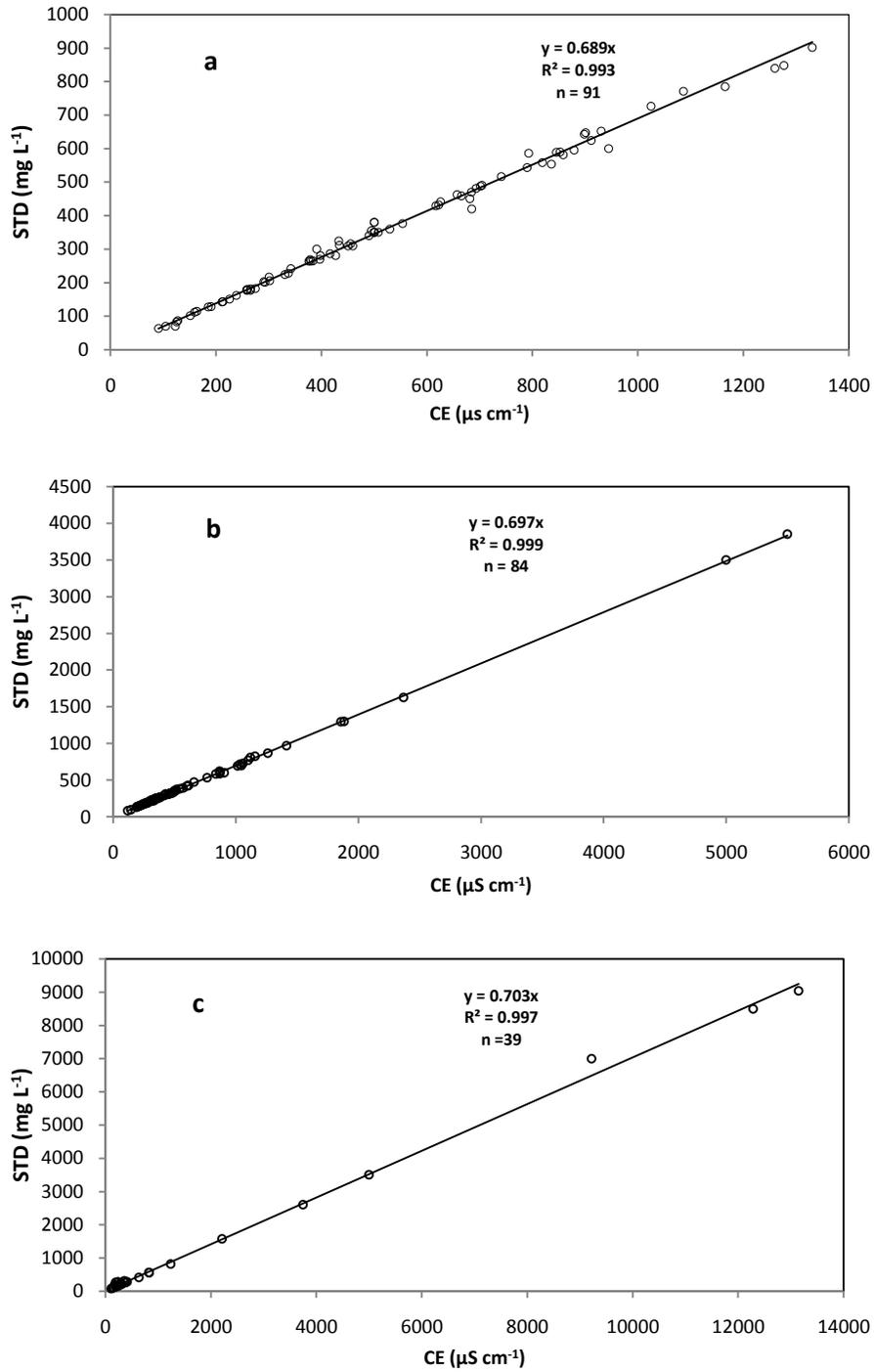


Figura 11. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales en solución de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).

### 7.5.3 Relación de la presión osmótica (atm) con respecto a la CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )

El efecto osmótico de soluciones acuosas y extractos de suelo es proporcional a la concentración de solutos en estas soluciones. En una gran cantidad de casos, la presión osmótica es la que condiciona la salinidad de las diferentes aguas naturales y extractos de suelos. El efecto osmótico de las soluciones acuosas está relacionado con la concentración total de sales y no tanto con las concentraciones específicas de uno u otro componente. La presión osmótica es una propiedad coligativa de las soluciones salinas.

Todas las propiedades coligativas de las soluciones dependen del número de partículas en las soluciones. La presión osmótica de la solución del medio es muy importante debido a su influencia en la absorción del agua por las plantas. Los efectos osmóticos se hacen evidentes en los cultivos de manera general, mediante el retraso del crecimiento, número menor de hojas y hojas pequeñas.

Ósmosis es el movimiento neto de las moléculas del solvente a través de las membranas semipermeables, de una región de mayor presión hídrica a una de menor. La presión osmótica ( $\pi$ ) de una solución, es la presión que se requiere para detener la ósmosis; ésta se expresa en atmósferas (atm) y está formulada teóricamente por:

$$\pi = cRT$$

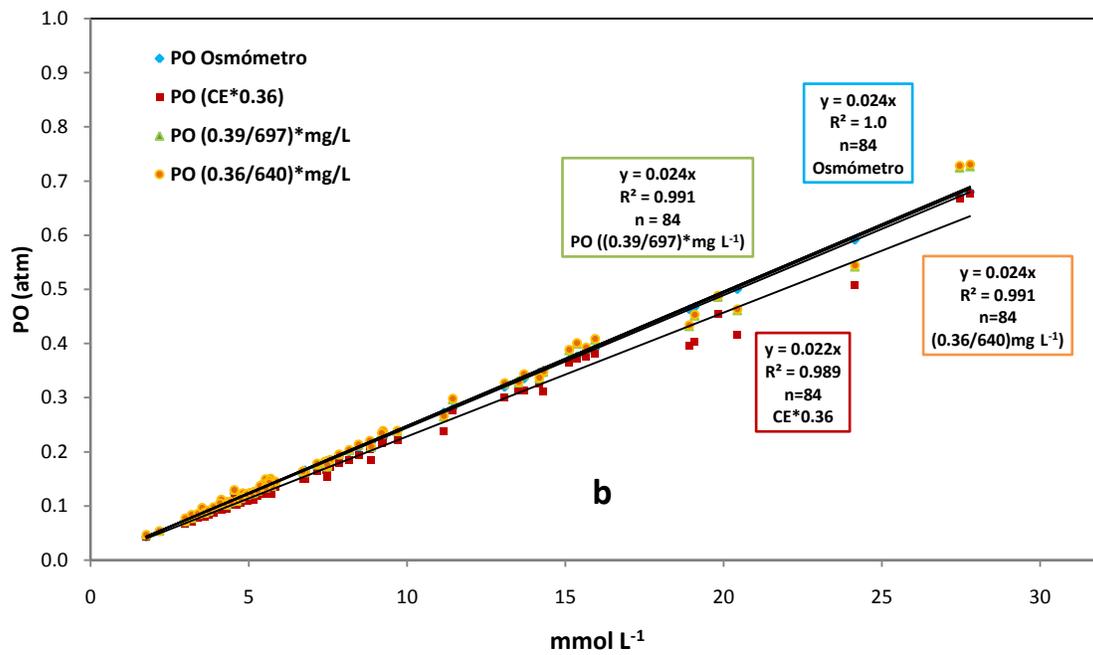
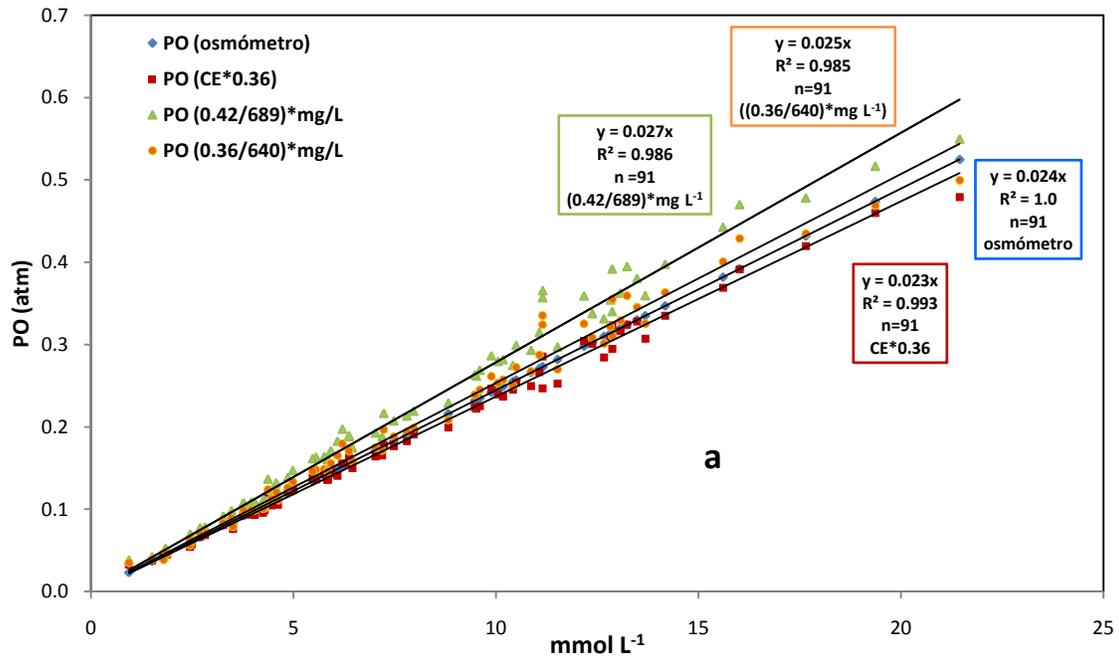
Donde:

$T$  = es la temperatura absoluta ( $^{\circ}\text{K}$ )

$C$  = es la molaridad de la solución ( $\text{mol L}^{-1}$ )

$R$  = es la constante universal de los gases ( $0.082057 \text{ L atm/K mol}$ )

En las Figuras 12a, 12b y 12c, de los muestreos correspondientes a 2009, 2010 y 2011, se presenta la relación funcional  $\text{PO (atm)} = f_a (\text{mmol L}^{-1})$ .



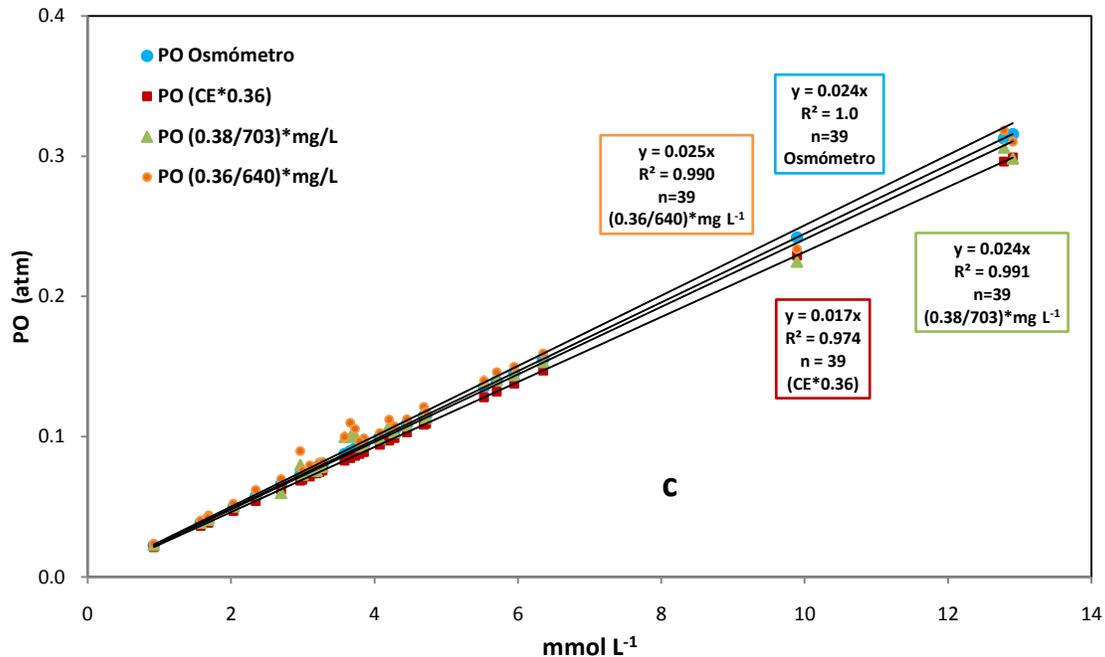


Figura 12. Relación de la presión osmótica experimental (atm), determinada con diferentes métodos y la concentración de las soluciones acuosas ( $\text{mmol L}^{-1}$ ) de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009 (a), de 2010 (b) y de 2011 (c).

#### 7.5.4 Relación de la suma de cationes y de aniones ( $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ) con la conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz

Dentro de las propiedades que tienen las soluciones salinas, aguas naturales superficiales, subterráneas y de los suelos; es que las mediciones de la CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), de las diferentes soluciones acuosas, están en función directamente proporcional a la concentración de cationes o de aniones expresada en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . Aquí en este punto, se debe hacer mención que la electroneutralidad siempre debe ser observada. Conocer los valores de la relación funcional de cationes o de aniones  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1} = fa \text{ CE}$ , es muy importante, ya que en determinaciones analíticas de la suma de cationes o de aniones, estas deben ser aproximadamente iguales, tomando en cuenta los porcentajes correspondientes permisibles de error (Richards, 1990; Eaton *et al.*, 1995).

En la Figura 13, se presentan las relaciones funcionales de cationes  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1} = fa \text{ CE}$  y de aniones  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1} = fa \text{ CE}$ , los valores del coeficiente (a) en las relaciones funcionales de cationes y de aniones fueron 0.009 para cationes y de 0.009 para aniones para las distintas aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

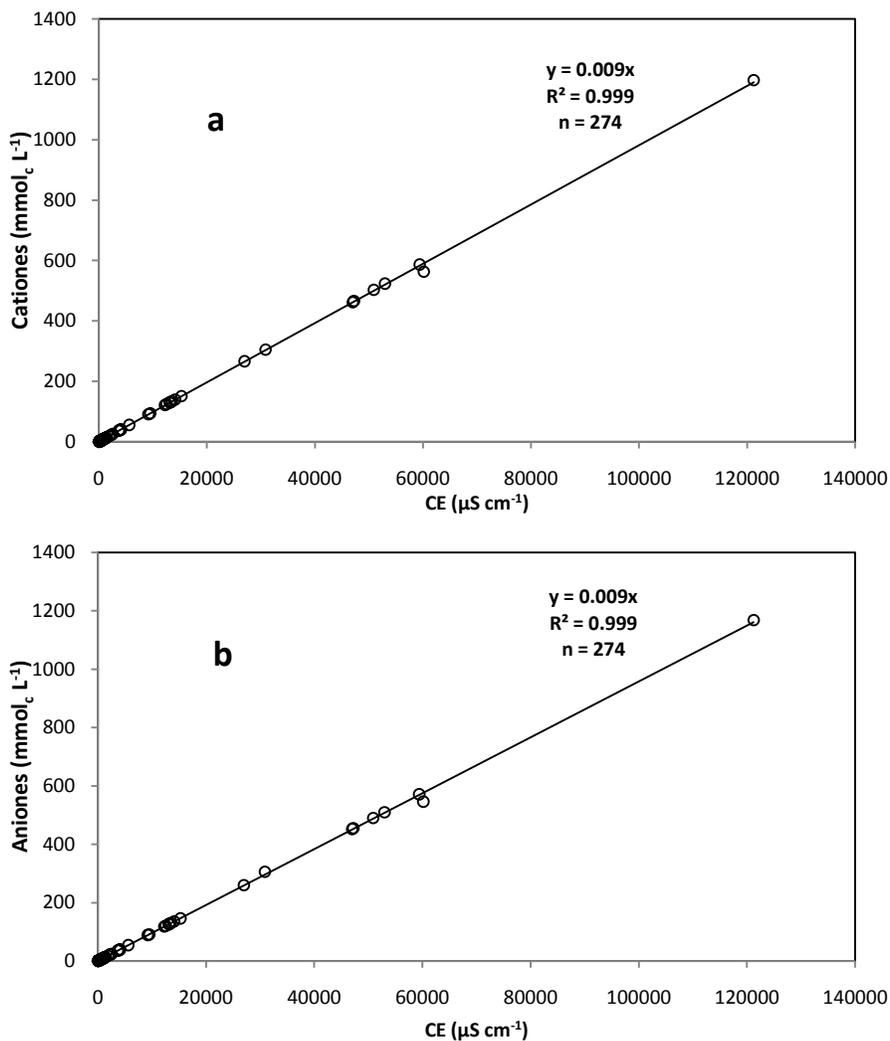


Figura 13. Relación de cationes (a) y de aniones (b) en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  de las sales solubles con la CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009, 2010 y 2011.

### 7.5.5 Relación de mmol-ión L<sup>-1</sup> y la conductividad eléctrica (μS cm<sup>-1</sup>) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz

Si consideramos que las mediciones de la presión osmótica se llevan a cabo a temperaturas constantes, y que la concentración de sales disociadas se expresa con unidades de molaridad, y al igual que todas las propiedades coligativas como la elevación del punto de ebullición, el abatimiento del punto de congelamiento, la disminución de la presión de vapor, así como la presión osmótica, dependerán del número de partículas, por consiguiente, el parámetro mmol-ión L<sup>-1</sup> dependerá en forma directamente proporcional de los valores que adquiera la conductividad eléctrica μS cm<sup>-1</sup> en las diferentes soluciones acuosas.

En la Figura 14, se presenta la relación funcional mmol-ión L<sup>-1</sup> con respecto a la conductividad eléctrica en μS cm<sup>-1</sup>, que circulan en algunos cauces de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. El conocimiento del valor del coeficiente  $a = 0.0171$  es de mucha utilidad, ya que esto permite conocer las presiones osmóticas de distintas aguas que circulan en los diferentes cauces fluviales.

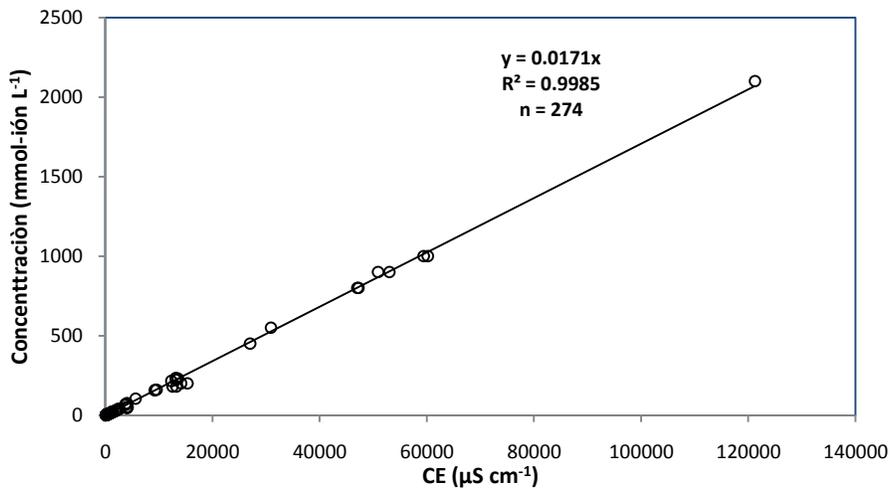


Figura 14. Relación de mmol-ión L<sup>-1</sup> con la CE (μS cm<sup>-1</sup>) de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz en los muestreos de 2009, 2010 y 2011.

### 7.5.6 Índice de salinidad efectiva

Este índice toma en cuenta los carbonatos de calcio y magnesio y sulfatos de calcio, que precipitan fácilmente cuando el agua de riego pasa a formar parte de la solución del suelo, los cuales dejan de participar en la elevación de la presión osmótica, así se conocen mejor los peligros de las sales que se encuentran en solución.

La salinidad efectiva es una forma más puntual del peligro que representan las sales solubles del agua de riego, pues, cuando son aplicadas forman parte de la solución del suelo (Donnen, 1975), tomando en cuenta la precipitación de las sales menos solubles, como el carbonato de calcio y el carbonato de magnesio, así como el sulfato de calcio. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un alto contenido de carbonatos y bicarbonatos, como las aguas que se muestrearon en el presente trabajo.

En el Cuadro 30, se presenta de manera resumida, la clasificación de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de acuerdo con el índice de salinidad efectiva para los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011. Más adelante se presentan todas las aguas muestreadas y su clasificación particular de acuerdo con el índice mencionado.

Cuadro 30. Clasificación de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva.

Salinidad efectiva (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clase	Muestreo		
		2009	2010	2011
< 3	Buena	52	56	22
3 --15	Condicionada	26	21	11
> 15	No recomendable	13	7	5

De acuerdo con el índice de salinidad efectiva las aguas que riegan los valles agrícolas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz son en su mayoría buenas: 52, 56 y 22 en los muestreos de 2009, 2010 y 2011 respectivamente, esto es debido a que son bicarbonatadas y presentan baja concentración iónica; condicionadas fueron: 26, 21 y 11 en los respectivos muestreos y finalmente solo 13, 7 y 5 aguas se clasificaron como no recomendables.

Por otra parte las aguas que fueron clasificadas como condicionadas o no recomendables son de composición: sulfáticas, clorhídricas y/o sódicas. Las sales por sí mismas, en los contenidos presentes no resultan demasiado peligrosas, sin embargo la evapotranspiración disminuye la humedad del suelo y no se elimina a estas sales, de tal forma que la solución del suelo se hace más salina a medida que el suelo se seca y un agua que en un inicio tuviera una baja concentración salina, puede alcanzar niveles elevados y perjudiciales de manera importante.

Por otro lado, al concentrarse las sales hasta alcanzar algunas de ellas su nivel de máxima solubilidad, pueden precipitar y retirar de la solución del suelo determinados cationes, como calcio y magnesio, lo que alterará las proporciones iónicas iniciales. En el caso de las aguas que presentan mayor contenido de carbonatos, que calcio y magnesio, traen como consecuencia un aumento de la concentración de sodio en el agua del suelo, tal es el caso de lo reportado por Mendoza (2009), en aguas que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo.

#### **7.5.7 Índice de salinidad potencial**

EL criterio de salinidad efectiva presenta el inconveniente de considerar que se precipitaran todos los carbonatos, los sulfatos y los bicarbonatos, lo cual no siempre sucede. Debido a lo anterior se propuso otro criterio, el de salinidad potencial, y éste se basa en la consideración de que las sales que se precipitarán serán los carbonatos y los bicarbonatos, pero sólo parte de los sulfatos, principalmente los sulfatos de calcio y permanecerán solubles los sulfatos de sodio, sulfatos de potasio y sulfatos de magnesio (Donnen, 1975).

La salinidad potencial determina la cantidad de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  que pueden afectar los cultivos, pues son las últimas sales que permanecen en la solución del suelo cuando la humedad aprovechable disminuye a menos del 50%, es por eso que se debe estimar su efecto sobre la presión osmótica (Ramírez, 2009).

En el Cuadro 31, se presenta la clasificación de las aguas muestreadas en 2009, 2010 y 2011, de acuerdo con el índice de salinidad potencial. Más adelante se presenta la

clasificación por agua en particular de ambos índices el de salinidad efectiva y el de salinidad potencial para los tres muestreos.

Cuadro 31. Clasificación de las aguas muestreadas en Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en 2009, 2010 y 2011, de acuerdo con el índice de salinidad potencial.

Salinidad Potencial (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clase	Muestreo		
		2009	2010	2011
		Número de aguas		
< 3	Buena	64	62	29
3 --15	Condicionada	15	16	6
> 15	No recomendable	12	6	4

De acuerdo con este índice la gran mayoría de las aguas analizadas son de buena calidad 64 en el primer muestreo, 62 en el segundo y 29 en el tercero, 15, 16 y 6 son aguas condicionadas, 15 en 2009, 16 en 2010 y 6 en 2011; y no son recomendables 12 en 2009, 6 en 2010 y 4 en 2011. Las aguas de la zona muestreada presentan bajas concentraciones de sulfatos, por lo que la clasificación es de buena calidad, tanto con el índice de salinidad efectiva y como con el índice de salinidad potencial.

En soluciones acuosas el Na<sup>+</sup> permanece hasta niveles altos de concentración, esto debido a su movilidad. Por su parte el Ca<sup>2+</sup> y el Mg<sup>2+</sup> permanecen poco tiempo en las soluciones debido a que la mayoría de sus compuestos son de baja solubilidad. En soluciones salinas, el Mg<sup>2+</sup>, en condiciones de migración permanente, se asocia con el ión sulfato, por lo que entonces formará una sal de muy alta solubilidad sulfato de magnesio (MgSO<sub>4</sub>), en estas condiciones de migración el sulfato de magnesio alcanzará valores muy altos de concentración, por lo que entonces los suelos se salinizarán.

Un alto contenido de estas sales disueltas en el suelo disminuye el potencial osmótico y exige a las raíces un esfuerzo adicional para absorber el agua, lo cual trae como consecuencia disminución de los rendimientos en los cultivos. En los Cuadros 32, 33 y 34, se presentan las clasificaciones de las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con los índices de Salinidad Efectiva y Salinidad Potencial, para los muestreos de 2009, 2010 y 2011.

Cuadro 32. Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial, en el muestreo de 2009.

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
1	1.36	B	1.00	B
2	1.44	B	1.25	B
3	2.28	B	2.15	B
4	1.47	B	1.29	B
5	3.70	C	3.20	C
6	0.74	B	0.66	B
7	0.77	B	0.68	B
8	1.17	B	1.04	B
9	2.45	B	2.16	B
10	3.44	C	3.05	C
11	0.79	B	0.39	B
12	2.77	B	2.12	B
13	2.41	B	1.93	B
14	5.97	C	4.70	C
15	3.29	C	2.36	B
16	3.42	C	2.56	B
17	1.79	B	1.54	B
18	4.31	C	3.34	C
19	3.54	C	3.13	C
20	3.90	C	3.37	C
21	16.56	NR	14.77	C
22	6.16	C	5.33	C
23	3.40	C	2.75	B
24	3.15	C	2.53	B
25	30.30	NR	16.40	NR
26	4.27	C	3.21	C
27	1.92	B	1.63	B
28	302.87	NR	83.35	NR
29	452.81	NR	333.59	NR
30	1182.54	NR	789.04	NR
31	2.83	B	1.18	B
32	1.59	B	1.14	B
33	2.82	B	2.10	B
34	3.67	C	1.34	B
35	1.43	B	1.02	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

...Cuadro 32...

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
36	2.85	B	2.31	B
37	0.98	B	0.64	B
38	2.14	B	1.35	B
39	3.05	C	1.41	B
40	2.53	B	1.06	B
41	0.94	B	0.83	B
42	0.93	B	0.76	B
43	1.13	B	0.92	B
44	3.82	C	1.53	B
45	1.19	B	0.48	B
46	1.19	B	0.49	B
47	1.71	B	0.71	B
48	1.53	B	1.22	B
49	1.14	B	0.87	B
50	0.54	B	0.41	B
51	128.61	NR	106.85	NR
52	13.87	C	11.87	C
53	3.78	C	3.13	C
54	1.44	B	1.09	B
55	2.35	B	1.92	B
56	3.21	C	2.71	B
57	9.81	C	5.27	C
58	34.64	NR	19.19	NR
59	98.91	NR	88.74	NR
60	0.65	B	0.53	B
61	2.99	B	2.63	B
62	3.60	C	2.65	B
63	1.35	B	1.04	B
64	1.23	B	0.93	B
65	1.25	B	1.01	B
66	0.75	B	0.57	B
67	0.85	B	0.71	B
68	1.29	B	1.02	B
69	872.23	NR	402.88	NR
70	1.37	B	1.02	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

...Cuadro 32...

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
71	3.83	C	3.23	C
72	1.63	B	1.25	B
73	6.86	C	5.86	C
74	3.95	C	1.59	B
75	2.33	B	1.95	B
76	244.67	NR	115.60	NR
77	233.92	NR	111.44	NR
78	532.70	NR	482.86	NR
79	2.46	B	2.48	B
80	2.79	B	2.32	B
81	1.70	B	1.42	B
82	2.20	B	1.84	B
83	3.96	C	3.31	C
84	4.09	C	1.72	B
85	2.19	B	1.83	B
86	3.28	C	2.62	B
87	2.88	B	2.24	B
88	174.82	NR	82.11	NR
89	1.33	B	1.04	B
90	0.75	B	0.58	B
91	0.40	B	0.32	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

Cuadro 33. Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial, en el muestreo de 2010.

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
1	1.46	B	1.26	B
2	0.99	B	0.83	B
3	1.07	B	0.90	B
4	2.23	B	1.91	B
5	1.56	B	1.31	B
6	1.35	B	1.16	B
7	1.86	B	1.60	B
8	0.91	B	0.77	B
9	0.87	B	0.74	B
10	1.09	B	0.93	B
11	6.86	C	5.04	C
12	4.91	C	2.95	B
13	2.37	B	1.96	B
14	3.08	C	2.36	B
15	12.44	C	7.70	C
16	12.17	C	7.48	C
17	4.08	C	3.13	C
18	6.56	C	4.62	C
19	5.84	C	3.89	C
20	4.39	C	3.31	C
21	39.16	NR	10.29	C
22	8.41	C	5.17	C
23	7.86	C	4.33	C
24	109.30	NR	90.24	NR
25	13.91	C	8.21	C
26	3.50	C	2.93	B
27	92.62	NR	81.18	NR
28	3.93	C	2.00	B
29	6.48	C	4.28	C
30	1.51	B	0.65	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

...Cuadro 33...

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
31	0.87	B	0.65	B
32	0.50	B	0.36	B
33	0.92	B	0.72	B
34	0.82	B	0.645	B
35	1.41	B	1.13	B
36	2.13	B	1.79	B
37	3.67	C	2.855	B
38	1.60	B	1.21	B
39	0.91	B	0.675	B
40	1.65	B	1.28	B
41	2.23	B	0.94	B
42	2.50	B	1.04	B
43	4.37	C	3.355	C
44	5.36	C	4.415	C
45	4.28	C	3.69	C
46	2.47	B	1.975	B
47	1.53	B	1.015	B
48	1.33	B	1.15	B
49	1.24	B	1.07	B
50	2.42	B	1.94	B
51	1144.04	NR	525.29	NR
52	1.17	B	1.02	B
53	1.25	B	1	B
54	2.29	B	1.92	B
55	2.23	B	0.97	B
56	2.06	B	1.8	B
57	1.42	B	1.235	B
58	2.26	B	2.01	B
59	7.72	C	4.68	C
60	2.88	B	1.69	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

...Cuadro 33...

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
61	2.83	B	1.56	B
62	55.20	NR	39.82	NR
63	263.78	NR	202.00	NR
64	2.82	B	2.25	B
65	1.77	B	1.44	B
66	2.63	B	2.19	B
67	0.87	B	0.77	B
68	1.39	B	1.24	B
69	0.93	B	0.81	B
70	1.54	B	1.34	B
71	975.24	NR	438.11	NR
72	2.04	B	1.83	B
73	1.05	B	0.91	B
74	1.17	B	1.06	B
75	0.00	B	0.96	B
76	1.41	B	1.27	B
77	3.01	C	1.42	B
78	1.19	B	1.09	B
79	1.37	B	1.22	B
80	1.34	B	1.20	B
81	1.37	B	1.23	B
82	1.92	B	1.71	B
83	1.65	B	1.40	B
84	1.01	B	0.88	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

Cuadro 34. Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial, en el muestreo de 2011.

Muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
1	0.6	B	0.5	B
2	1.0	B	0.8	B
3	1.3	B	1.1	B
4	0.9	B	0.7	B
5	1.2	B	1.0	B
6	0.8	B	0.7	B
7	1.1	B	0.9	B
8	0.6	B	0.5	B
9	1.2	B	0.9	B
10	106.2	NR	97.5	NR
11	8.9	C	8.1	C
12	4.8	C	4.5	C
13	98.0	NR	91.5	NR
14	35.6	NR	15.0	C
15	84.8	NR	45.2	NR
16	8.0	C	4.5	C
17	28.6	NR	23.3	NR
18	1.1	B	0.9	B
19	7.7	C	1.2	B
20	6.6	C	1.0	B
21	14.6	C	2.2	B
22	9.5	C	1.4	B
23	6.8	C	1.0	B
24	4.9	C	0.9	B
25	5.7	C	0.8	B
26	0.4	B	0.3	B
27	0.5	B	0.4	B
28	4.1	C	3.4	C
29	1.4	B	1.2	B
30	0.9	B	0.8	B
31	1.0	B	0.8	B
32	0.8	B	0.7	B
33	1.7	B	1.5	B
34	501.4	NR	475.0	C
35	1.0	B	0.9	B
36	2.4	B	1.1	B
37	0.9	B	0.4	B
38	0.5	B	0.4	B
39	0.3	B	0.2	B

B = buena, C = condicionada y NR = no recomendable.

## 7.6 Clasificación de las aguas superficiales con base en la sodicidad

### 7.6.1 Por ciento de sodio intercambiable-relación adsorción de sodio (PSI-RAS)

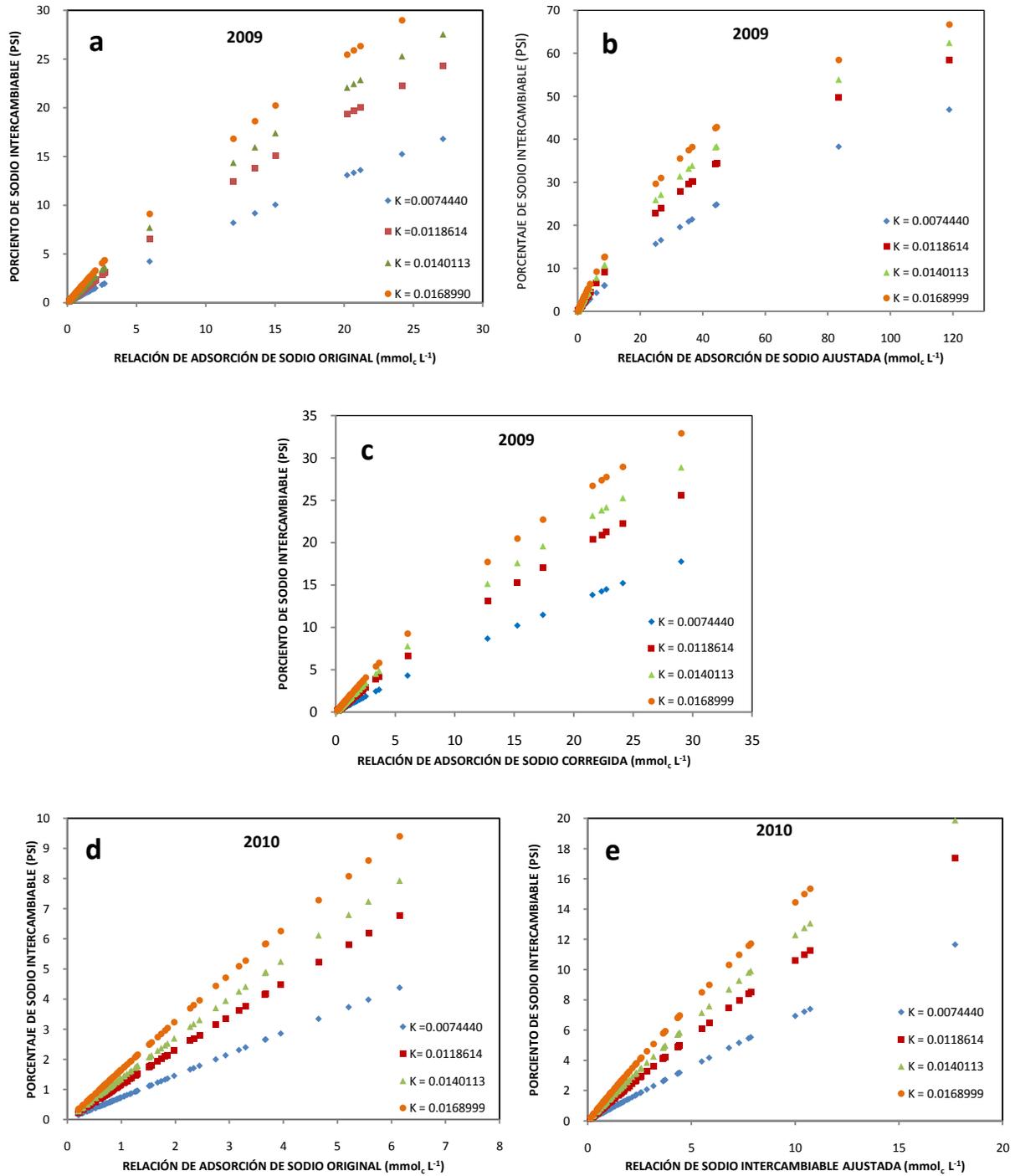
Con la finalidad de inferir o predecir los valores del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) que se pudieran presentar en los suelos de los valles aledaños regados con aguas de los ríos y manantiales que fueron muestreados en Tlaxcala, Puebla y Veracruz, las cuales presentan diferentes valores de RAS y debido a la variabilidad de los suelos se utilizaron los siguientes valores del coeficiente de selectividad de Gapon (Velázquez, 2001; Velázquez *et al.*, 2002); 0.0074440, 0.0118614, 0.0140113 y 0.0168999 ( $\text{mmol L}^{-1}$ )<sup>-1/2</sup>. Dichos coeficientes corresponden a suelos migajón-arcilloso-arenosos, arcillo-limosos, rojo arcilloso y suelos arcillosos respectivamente (Shainberg, 1978).

El sodio en el suelo, procede de los minerales silicatados, como las plagioclasas sódicas: Albita ( $\text{NaAl}_3\text{O}_8$ ). Los más ricos en sodio son aquellos que durante algún tiempo se han encontrado inundados por el agua de mar (marismas, por ejemplo), suelos abonados regularmente con fertilizantes sódicos, y en aquellos originados bajo climas áridos. Los iones de sodio en las aguas analizadas provienen además de los procesos industriales donde se utilizan algunas cantidades de carbonato de sodio y de sulfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$  y  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ). En estas aguas se presentan cantidades importantes de bicarbonatos que son fácilmente hidrolizables, lo que genera que el pH aumente.

Cuando las aguas de los cauces fluviales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, son utilizadas para riego, alcanzan un equilibrio con los cationes adsorbidos de los sistemas coloidales de los suelos. Las distintas predicciones del por ciento de sodio intercambiable (PSI) en los suelos regados con aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, se realizan con la siguiente ecuación para los valores de los diferentes RAS que en esta investigación se utilizaron RAS original (RAS), RAS ajustado ( $\text{RAS}_{\text{aj}}$ ) y RAS corregido ( $\text{RAS}_{\text{corr}}$ ).

$$PSI = \frac{(K \cdot \text{RAS}) \cdot 100}{(1.0 + K \cdot \text{RAS})}$$

Las relaciones funcionales PSI-RAS, en sus diferentes valores, de los muestreos de 2009, 2010 y 2011 se presentan en la Figura 15.



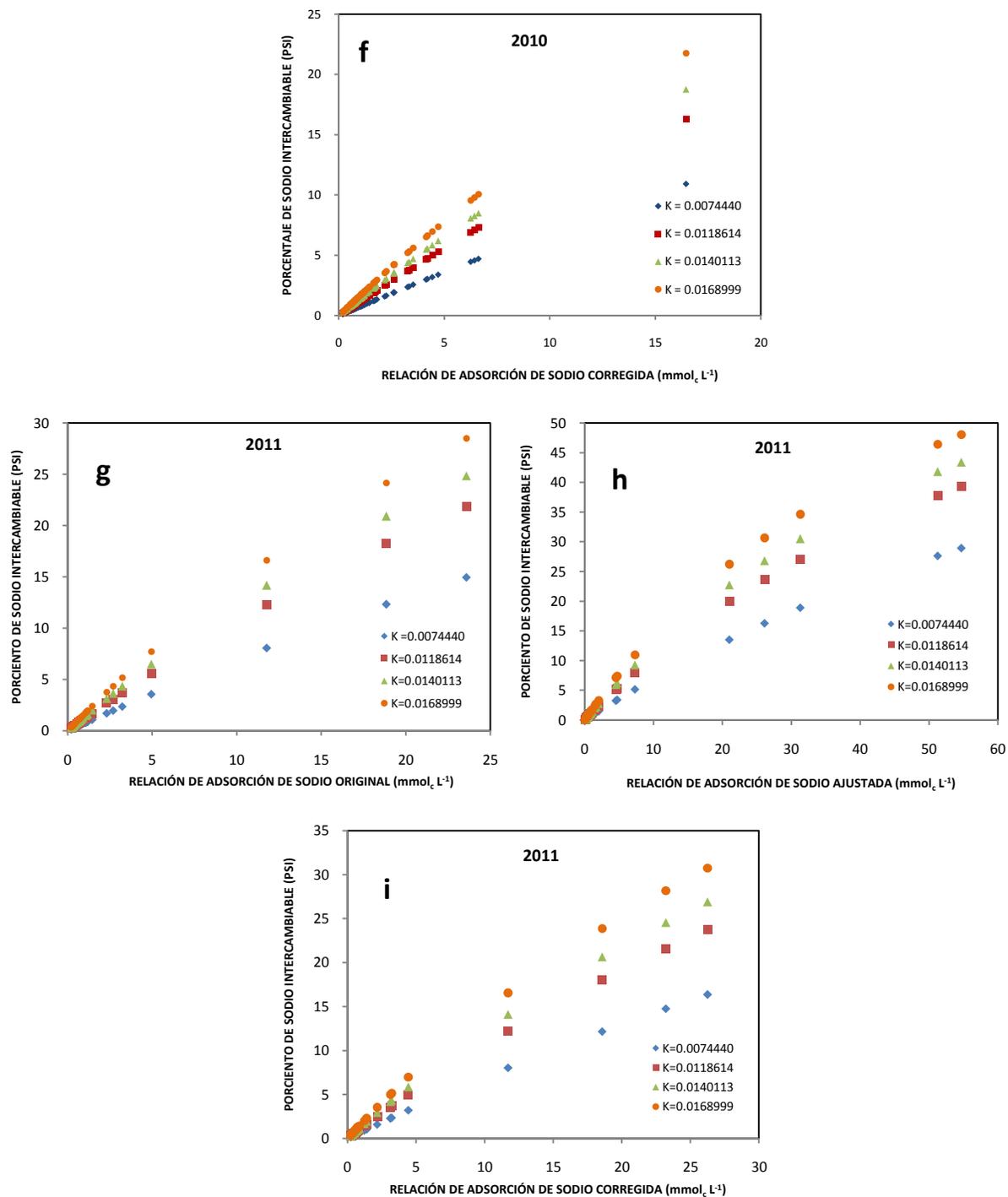


Figura 15. Relación  $\text{PSI-RAS}_{\text{or}}$ ,  $\text{PSI-RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{PSI-RAS}^{\circ}$  para las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreadas en 2009 (a, b y c), en 2010 (d, e y f) y en 2011 (g, h y i).

## 7.6.2 Clasificación de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de acuerdo con Richards (1973)

Los valores de la relación de adsorción de sodio, ( $RAS_{or}$ ,  $RAS_{aj}$  y  $RAS^0$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, se presentan en los Cuadros 35, 36 y 37, para los muestreos de 2009, 2010 y 2011, respectivamente.

Cuadro 35. Valores de las distintas formulaciones de las RAS, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009.

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustado	Tipo	RAS corregido	Tipo
1	0.20	S1	0.27	S1	0.18	S1
2	0.72	S1	0.99	S1	0.63	S1
3	0.59	S1	1.15	S1	0.61	S1
4	0.71	S1	0.93	S1	0.61	S1
5	0.79	S1	1.64	S1	0.85	S1
6	0.73	S1	0.58	S1	0.53	S1
7	0.52	S1	0.65	S1	0.45	S1
8	0.84	S1	1.14	S1	0.75	S1
9	1.13	S1	2.20	S1	1.18	S1
10	1.56	S1	3.43	S1	1.80	S1
11	0.59	S1	1.13	S1	0.63	S1
12	0.45	S1	1.01	S1	0.53	S1
13	0.58	S1	1.33	S1	0.67	S1
14	1.43	S1	3.54	S1	1.69	S1
15	0.57	S1	1.38	S1	0.67	S1
16	1.57	S1	4.03	S1	1.73	S1
17	0.68	S1	1.52	S1	0.78	S1
18	1.17	S1	2.64	S1	1.35	S1
19	1.67	S1	3.80	S1	1.95	S1
20	1.40	S1	3.11	S1	1.61	S1
21	2.66	S1	9.28	S1	3.65	S1
22	1.03	S1	2.68	S1	1.23	S1
23	0.99	S1	2.53	S1	1.20	S1
24	0.97	S1	2.40	S1	1.16	S1
25	13.55	S2	39.68	S4	17.40	S2
26	1.02	S1	2.42	S1	1.19	S1
27	0.54	S2	0.94	S1	0.53	S1
28	36.00	S4	71.00	S4	47.00	S4
29	28.00	S4	68.00	S4	43.00	S4
30	32.00	S4	70.00	S4	44.00	S4
31	0.14	S1	0.27	S1	0.16	S1
32	0.50	S1	0.94	S1	0.59	S1
33	0.46	S1	1.15	S1	0.62	S1
34	0.53	S1	1.06	S1	0.63	S1
35	0.47	S1	0.82	S1	0.48	S1

...Cuadro 35...

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustado	Tipo	RAS corregido	Tipo
36	0.65	S1	1.50	S1	0.80	S1
37	0.11	S1	0.21	S1	0.13	S1
38	0.18	S1	0.45	S1	0.25	S1
39	0.23	S1	0.40	S1	0.24	S1
40	0.18	S1	0.26	S1	0.17	S1
41	0.16	S1	0.21	S1	0.14	S1
42	0.27	S1	0.30	S1	0.22	S1
43	0.28	S1	0.37	S1	0.24	S1
44	0.35	S1	0.62	S1	0.36	S1
45	0.19	S1	0.15	S1	0.13	S1
46	0.18	S1	0.14	S1	0.12	S1
47	0.21	S1	0.24	S1	0.17	S1
48	0.39	S1	0.63	S1	0.37	S1
49	0.32	S1	0.40	S1	0.28	S1
50	0.21	S1	0.13	S1	0.14	S1
51	24.16	S3	79.98	S4	24.13	S3
52	2.50	S1	7.57	S1	2.51	S1
53	1.53	S1	3.67	S1	1.53	S1
54	0.96	S1	1.64	S1	0.94	S1
55	1.26	S1	2.16	S1	1.23	S1
56	2.02	S1	4.03	S1	2.18	S1
57	5.94	S1	13.84	S2	6.04	S1
58	21.16	S3	54.80	S4	21.57	S3
59	15.02	S2	56.52	S4	15.25	S2
60	0.32	S1	0.22	S1	0.22	S1
61	1.85	S1	3.82	S1	2.03	S1
62	1.98	S1	4.58	S1	2.31	S1
63	0.56	S1	0.84	S1	0.52	S1
64	0.75	S1	0.98	S1	0.67	S1
65	0.94	S1	1.18	S1	0.82	S1
66	0.73	S1	0.64	S1	0.54	S1
67	0.40	S1	0.66	S1	0.41	S1
68	0.46	S1	0.84	S1	0.49	S1
69	27.13	S4	66.99	S4	29.02	S4
70	0.38	S1	0.65	S1	0.39	S1

...Cuadro 35...

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustado	Tipo	RAS corregido	Tipo
71	0.63	S1	1.48	S1	0.72	S1
72	0.36	S1	0.58	S1	0.34	S1
73	2.70	S1	6.68	S1	3.38	S1
74	0.39	S1	0.72	S1	0.43	S1
75	0.95	S1	2.07	S1	1.11	S1
76	20.21	S3	52.49	S4	22.33	S3
77	20.67	S3	52.52	S4	22.74	S3
78	42.76	S4	84.23	S4	44.13	S4
79	1.03	S1	2.21	S1	1.27	S1
80	0.94	S1	1.91	S1	1.07	S1
81	0.75	S1	1.24	S1	0.73	S1
82	0.83	S1	1.56	S1	0.91	S1
83	0.63	S1	1.50	S1	0.74	S1
84	0.84	S1	1.52	S1	0.91	S1
85	0.88	S1	1.69	S1	0.98	S1
86	0.96	S1	2.00	S1	1.09	S1
87	1.09	S1	2.22	S1	1.25	S1
88	11.97	S2	20.39	S3	12.76	S2
89	0.75	S1	1.08	S1	0.70	S1
90	0.49	S1	0.48	S1	0.36	S1
91	0.36	S1	0.18	S1	0.22	S1
	S1	78		78		79
	S2	4		1		3
	S3	4		1		4
	S4	5		11		5
	TOTAL	91		91		91

Cuadro 36. Valores de las distintas formulaciones de RAS, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2010.

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustada	Tipo	RAS corregida	Tipo
1	0.42	S1	0.49	S1	0.40	S1
2	0.70	S1	0.74	S1	0.65	S1
3	0.83	S1	0.93	S1	0.75	S1
4	0.81	S1	1.30	S1	0.84	S1
5	0.69	S1	0.87	S1	0.67	S1
6	0.82	S1	0.81	S1	0.75	S1
7	1.25	S1	1.58	S1	1.23	S1
8	0.67	S1	0.51	S1	0.55	S1
9	0.61	S1	0.43	S1	0.49	S1
10	0.68	S1	0.62	S1	0.59	S1
11	2.93	S1	5.86	S1	3.33	S1
12	3.30	S1	5.50	S1	3.53	S1
13	0.78	S1	1.13	S1	0.78	S1
14	1.06	S1	1.92	S1	1.21	S1
15	3.66	S1	7.76	S1	4.13	S1
16	3.68	S1	7.86	S1	4.21	S1
17	1.86	S1	3.63	S1	2.17	S1
18	2.27	S1	4.37	S1	2.62	S1
19	2.34	S1	4.43	S1	2.64	S1
20	1.98	S1	3.67	S1	2.26	S1
21	60.53	S4	84.65	S4	58.58	S4
22	4.65	S1	6.81	S1	4.71	S1
23	5.57	S1	10.01	S2	6.43	S1
24	28.01	S4	51.42	S4	28.21	S4
25	6.15	S1	10.73	S2	6.25	S1
26	1.81	S1	2.59	S1	1.81	S1
27	16.35	S2	33.22	S4	16.46	S2
28	3.17	S1	4.33	S1	3.26	S1
29	3.95	S1	7.30	S1	4.43	S1
30	0.38	S1	0.23	S1	0.27	S1

...Cuadro 36...

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustada	Tipo	RAS corregida	Tipo
31	0.45	S1	0.47	S1	0.39	S1
32	0.28	S1	0.15	S1	0.19	S1
33	0.87	S1	0.78	S1	0.71	S1
34	0.52	S1	0.48	S1	0.42	S1
35	0.79	S1	1.08	S1	0.78	S1
36	0.98	S1	1.70	S1	1.10	S1
37	0.77	S1	1.55	S1	0.91	S1
38	0.30	S1	0.47	S1	0.31	S1
39	0.21	S1	0.27	S1	0.20	S1
40	0.41	S1	0.64	S1	0.42	S1
41	0.20	S1	0.28	S1	0.20	S1
42	0.21	S1	0.31	S1	0.21	S1
43	0.97	S1	2.15	S1	1.18	S1
44	0.92	S1	2.01	S1	1.11	S1
45	1.52	S1	2.86	S1	1.69	S1
46	1.67	S1	2.28	S1	1.65	S1
47	1.56	S1	1.77	S1	1.44	S1
48	1.27	S1	1.36	S1	1.11	S1
49	0.99	S1	1.10	S1	0.87	S1
50	1.18	S1	1.72	S1	1.20	S1
51	59.96	S4	137.37	S4	64.60	S4
52	1.10	S1	1.29	S1	1.02	S1
53	1.04	S1	1.48	S1	1.06	S1
54	1.52	S1	2.53	S1	1.67	S1
55	0.58	S1	0.75	S1	0.54	S1
56	0.99	S1	1.62	S1	1.07	S1
57	0.65	S1	0.73	S1	0.57	S1
58	1.73	S1	2.33	S1	1.73	S1
59	5.21	S1	10.45	S2	6.62	S1
60	2.44	S1	3.74	S1	2.60	S1

...Cuadro 36...

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustado	Tipo	RAS corregido	Tipo
61	2.75	S1	3.18	S1	2.61	S1
62	109.48	S4	17.72	S2	90.97	S4
63	217.57	S4	21.39	S3	207.97	S4
64	0.95	S1	1.63	S1	1.02	S1
65	0.79	S1	1.03	S1	0.76	S1
66	1.30	S1	2.35	S1	1.46	S1
67	0.70	S1	0.83	S1	0.62	S1
68	0.53	S1	0.80	S1	0.55	S1
69	0.90	S1	0.88	S1	0.76	S1
70	1.16	S1	1.43	S1	1.10	S1
71	54.71	S4	141.98	S4	58.84	S4
72	0.84	S1	1.46	S1	0.95	S1
73	0.74	S1	1.08	S1	0.75	S1
74	0.73	S1	0.91	S1	0.68	S1
75	0.93	S1	1.19	S1	0.90	S1
76	0.70	S1	1.06	S1	0.70	S1
77	0.66	S1	0.89	S1	0.63	S1
78	0.61	S1	0.75	S1	0.56	S1
79	0.80	S1	1.03	S1	0.76	S1
80	0.36	S1	0.54	S1	0.38	S1
81	0.85	S1	1.10	S1	0.83	S1
82	0.64	S1	1.08	S1	0.71	S1
83	1.29	S1	1.89	S1	1.34	S1
84	0.70	S1	0.72	S1	0.59	S1
	S1	77		74		77
	S2	1		4		1
	S3	0		1		0
	S4	6		5		6
	TOTAL	84		84		84

Cuadro 37. Valores de las distintas formulaciones de RAS, de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2011.

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustado	Tipo	RAS corregido	Tipo
1	0.35	S1	0.23	S1	0.26	S1
2	0.71	S1	0.87	S1	0.74	S1
3	0.68	S1	0.89	S1	0.65	S1
4	0.64	S1	0.45	S1	0.51	S1
5	0.91	S1	0.83	S1	0.79	S1
6	0.75	S1	0.48	S1	0.60	S1
7	0.72	S1	0.59	S1	0.63	S1
8	0.65	S1	0.37	S1	0.48	S1
9	0.77	S1	0.71	S1	0.68	S1
10	23.59	S3	31.30	S4	23.22	S3
11	3.23	S1	4.54	S1	3.12	S1
12	2.31	S1	2.03	S1	2.16	S1
13	18.85	S3	26.13	S3	18.57	S3
14	39.38	S4	51.25	S4	26.26	S4
15	45.39	S4	54.69	S4	40.69	S4
16	4.95	S1	7.30	S1	4.45	S1
17	11.78	S2	21.01	S3	11.71	S2
18	1.05	S1	1.10	S1	0.84	S1
19	0.31	S1	0.54	S1	0.42	S1
20	0.28	S1	0.44	S1	0.35	S1
21	0.24	S1	0.50	S1	0.49	S1
22	0.28	S1	0.49	S1	0.49	S1
23	0.23	S1	0.33	S1	0.29	S1
24	0.20	S1	0.22	S1	0.26	S1
25	0.25	S1	0.34	S1	0.40	S2

...Cuadro 37...

No.	Clasificación con base en la RAS					
	RAS original	Tipo	RAS ajustado	Tipo	RAS corregido	Tipo
26	0.40	S1	0.22	S1	0.37	S1
27	0.37	S1	0.26	S1	0.49	S1
28	2.69	S1	4.74	S1	3.21	S1
29	1.46	S1	1.49	S1	1.40	S1
30	1.09	S1	0.93	S1	0.78	S1
31	1.16	S1	0.88	S1	0.84	S1
32	0.35	S1	0.39	S1	0.32	S1
33	1.18	S1	1.67	S1	1.21	S1
34	63.94	S4	91.30	S4	71.45	S4
35	0.81	S1	0.91	S1	0.74	S1
36	0.60	S1	0.77	S1	0.61	S1
37	0.40	S1	0.20	S1	0.23	S1
38	0.46	S1	0.23	S1	0.28	S1
39	0.54	S1	0.92	S1	0.22	S1
	S1	25		26		25
	S2	1		0		2
	S3	3		2		2
	S4	3		4		3
	TOTAL	32		32		32

Las aguas quedan clasificadas en grupos (Cuadro 38), de acuerdo con el diagrama de Richards (1973), y las clases de agua de acuerdo a la salinidad y sodicidad encontradas.

Cuadro 38. Clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de acuerdo con el diagrama de Richards (1973).

Formulaciones de RAS	Muestreo	C1S1	C2S1	C3S1	C3S2	C4S3	C4S4
		Número de aguas					
RAS Original	2009	14	44	16	4	4	9
	2010	11	47	18	1	-	7
	2011	18	11	4	-	6	-
RAS Corregido	2009	14	44	18	3	4	8
	2010	11	47	18	1	-	7
	2011	18	11	4	-	6	-
RAS Ajustado	2009	14	44	19	4	1	9
	2010	11	47	14	4	1	7
	2011	18	11	4	-	6	-

El proceso de sodificación en los suelos se presenta por el uso de aguas con altos contenidos de sodio, particularmente en zonas áridas, donde se presenta el caso de una precipitación pluviométrica limitada y una evaporación alta (Jalali *et al.*, 2008).

El peligro de la sodificación queda determinado por las concentraciones absolutas y relativas de los cationes que se encuentran en la solución (Richards *et al.*, 1973; Costa 1999; Pereira *et al.*, 2008). Es importante mencionar, que los niveles de sodificación que adquieren los diferentes suelos que son regados con aguas de distintas relaciones catiónicas dependerán de los valores de los distintos RAS.

Al comparar las aguas y clasificarlas de acuerdo con los diferentes RAS, se aprecia que la mayoría de éstas quedaron agrupadas en la clasificación C2S1, seguidas de la clasificación C3S1; lo que denota que la mayoría de las aguas analizadas son bajas en sodio, (Figuras 16, 17 y 18.)

Otro aspecto importante a resaltar, es que la tendencia en cuanto a la clasificación de las aguas con los diferentes RAS fue similar. Lo anterior tiene su explicación en las composiciones catiónicas, debido a que las aguas presentan concentraciones importantes de calcio y magnesio comparadas con las de sodio, lo que no modifica el valor de la relación de adsorción de sodio en sus diferentes formulaciones, aunque cabe decir, que en general fue mayor el  $RAS_{aj}$  que el  $RAS^0$  y los valores de este último superaron a los del RAS original.

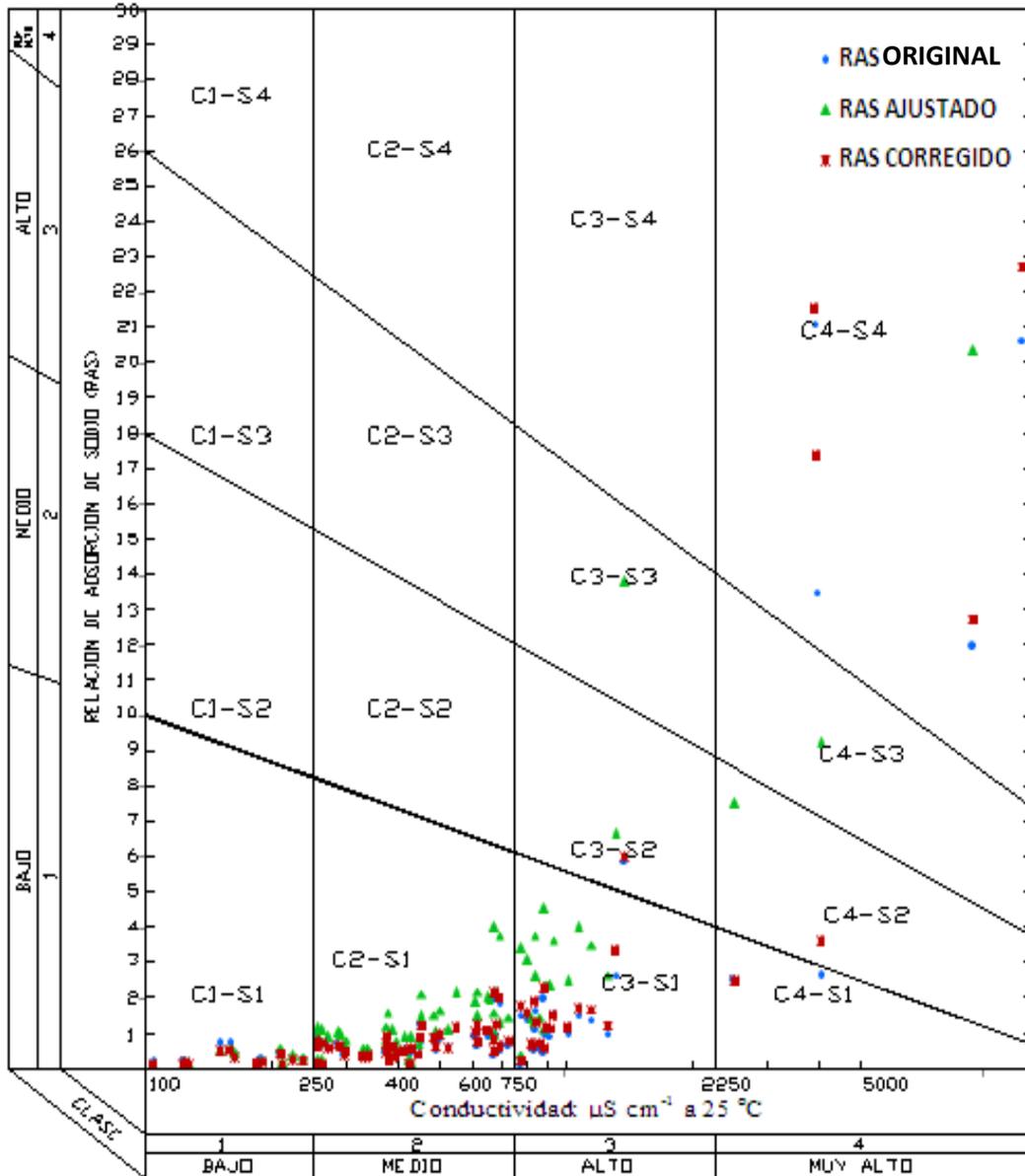


Figura 16. Diagrama de clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en cuanto al peligro de salinidad y sodicidad del muestreo de 2009.

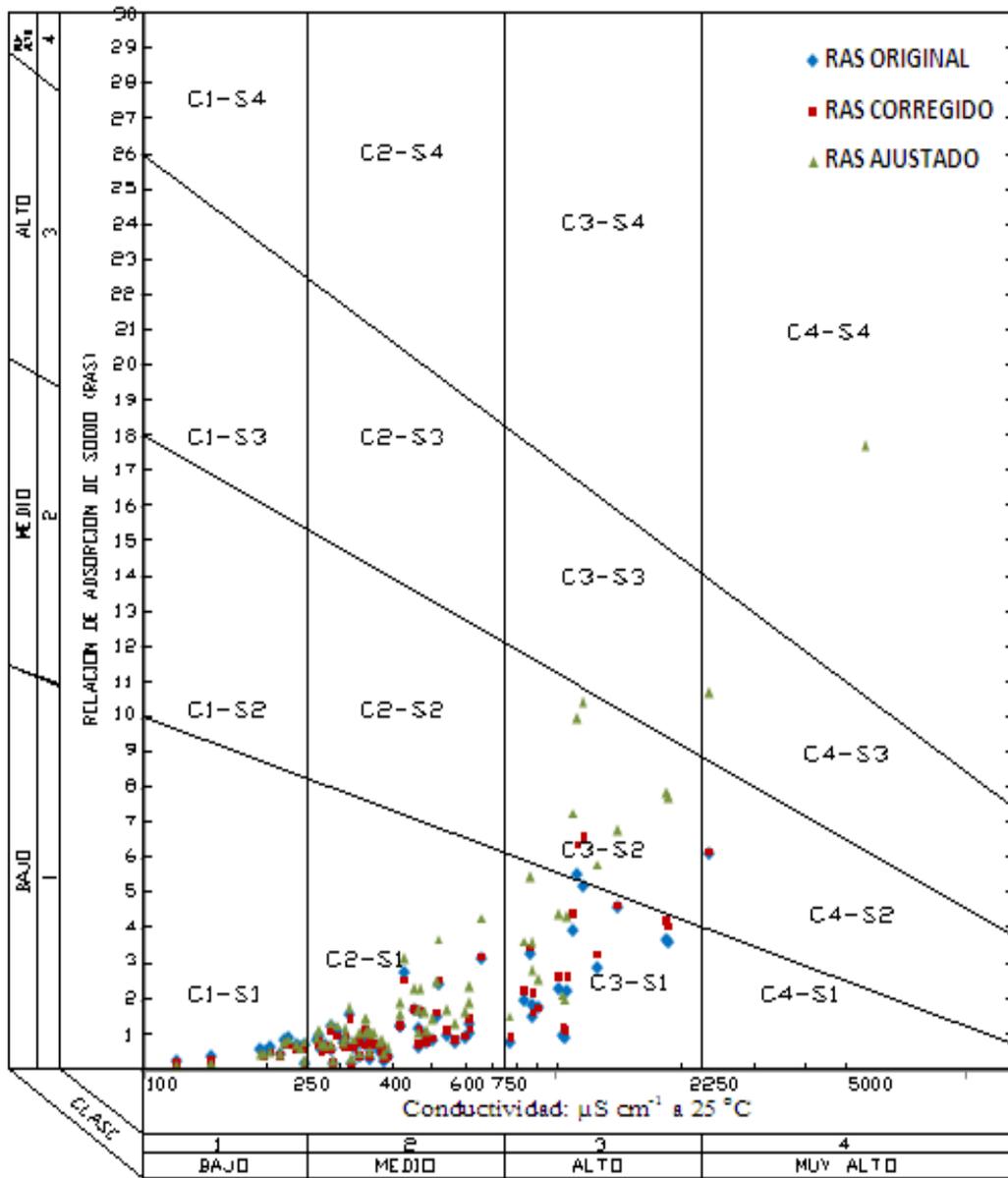


Figura 17. Diagrama de clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en cuanto al peligro de salinidad y sodicidad del muestreo de 2010.

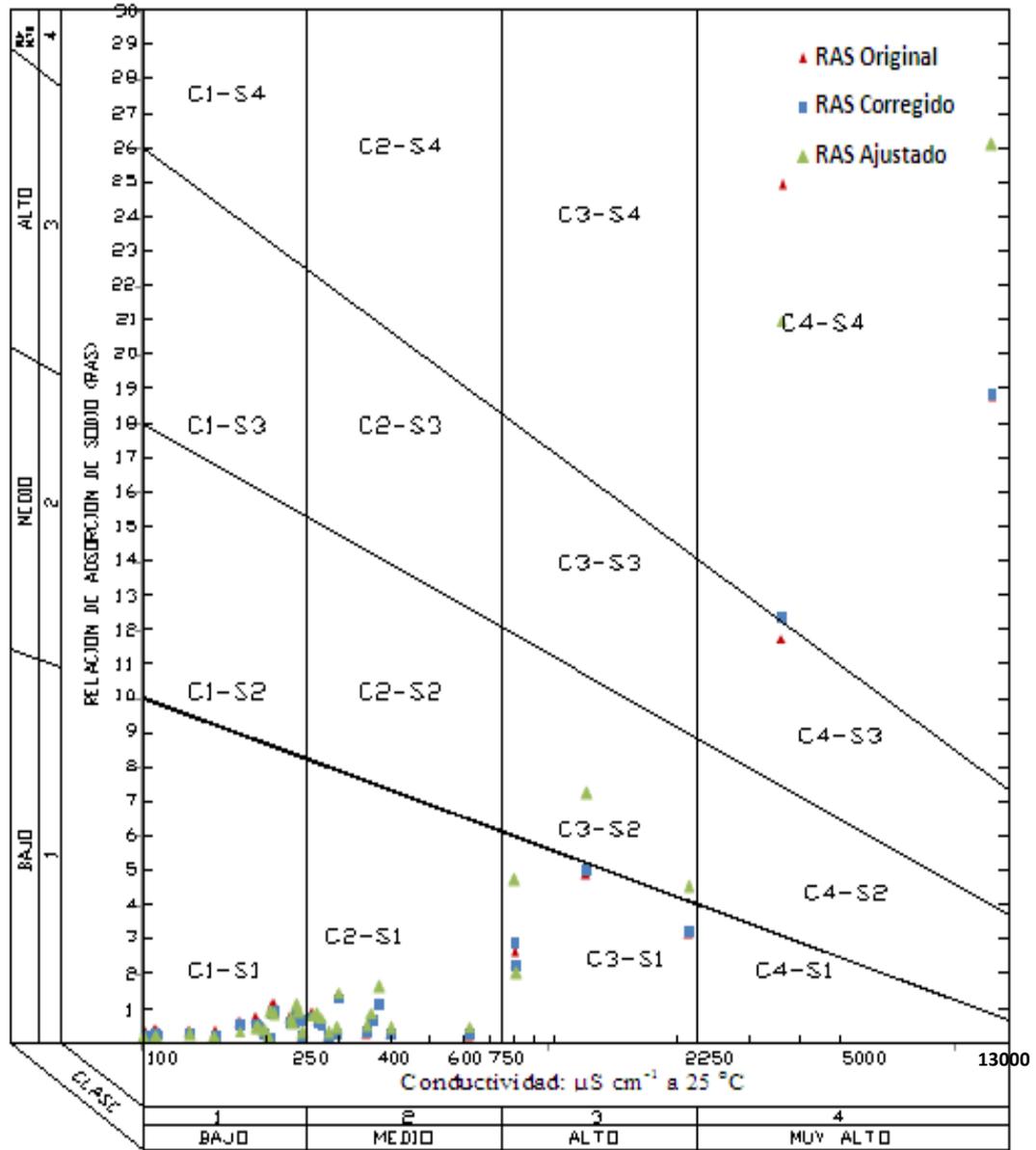


Figura 18. Diagrama de clasificación de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en cuanto al peligro de salinidad y sodicidad del muestreo de 2011.

### **7.6.3 Clasificación de las aguas superficiales con base en el riesgo de disminución de la infiltración**

Los factores de la calidad del agua que suelen influir en la infiltración son, el contenido total de sales y el contenido de sodio en relación a los contenidos de calcio y magnesio de acuerdo con Fine *et al.* (1959); Oster (1994); Pupisky y Shainberg (1979); Levy *et al.* (2005); Baccaro *et al.* (2006); Heidarpour *et al.* (2007); Bhardwaj *et al.* (2008); Bower, (1955). Una reducción en la tasa de infiltración de las aguas de riego puede, por lo general, ser atribuida a la formación de costras en la superficie de los suelos, a la depositación y migración de las arcillas dentro de los poros y microporos de los suelos y al hinchamiento de las arcilla 2:1; ya que están referidas a las arcillas del grupo de la montmorillonita.

Cuando las aguas de riego tienen valores altos de la relación de adsorción de sodio, y estas riegan suelos que contienen considerables cantidades de minerales arcillosos 2:1, en estos suelos se presentan los valores más bajos de disminución de la conductividad hidráulica (McNeal y Coleman, 1966).

En algunas zonas de Tlaxcala y Puebla, se riegan cultivos por aspersión, y es en esta condición cuando propicia el encostramiento de la superficie del suelo aunado a que estos suelos se riegan con aguas que presentan valores altos de RAS, y con elevadas concentraciones de iones bicarbonatos.

Por último es necesario señalar que cuando se tiene una tasa de infiltración de  $3.0 \text{ mm h}^{-1}$ , es considerada como baja, mientras que cuando la infiltración es de  $12.0 \text{ mm h}^{-1}$ , es considerada relativamente alta. En las Figuras 19, 20 y 21, se presentan las relaciones RAS-CE de las diferentes aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

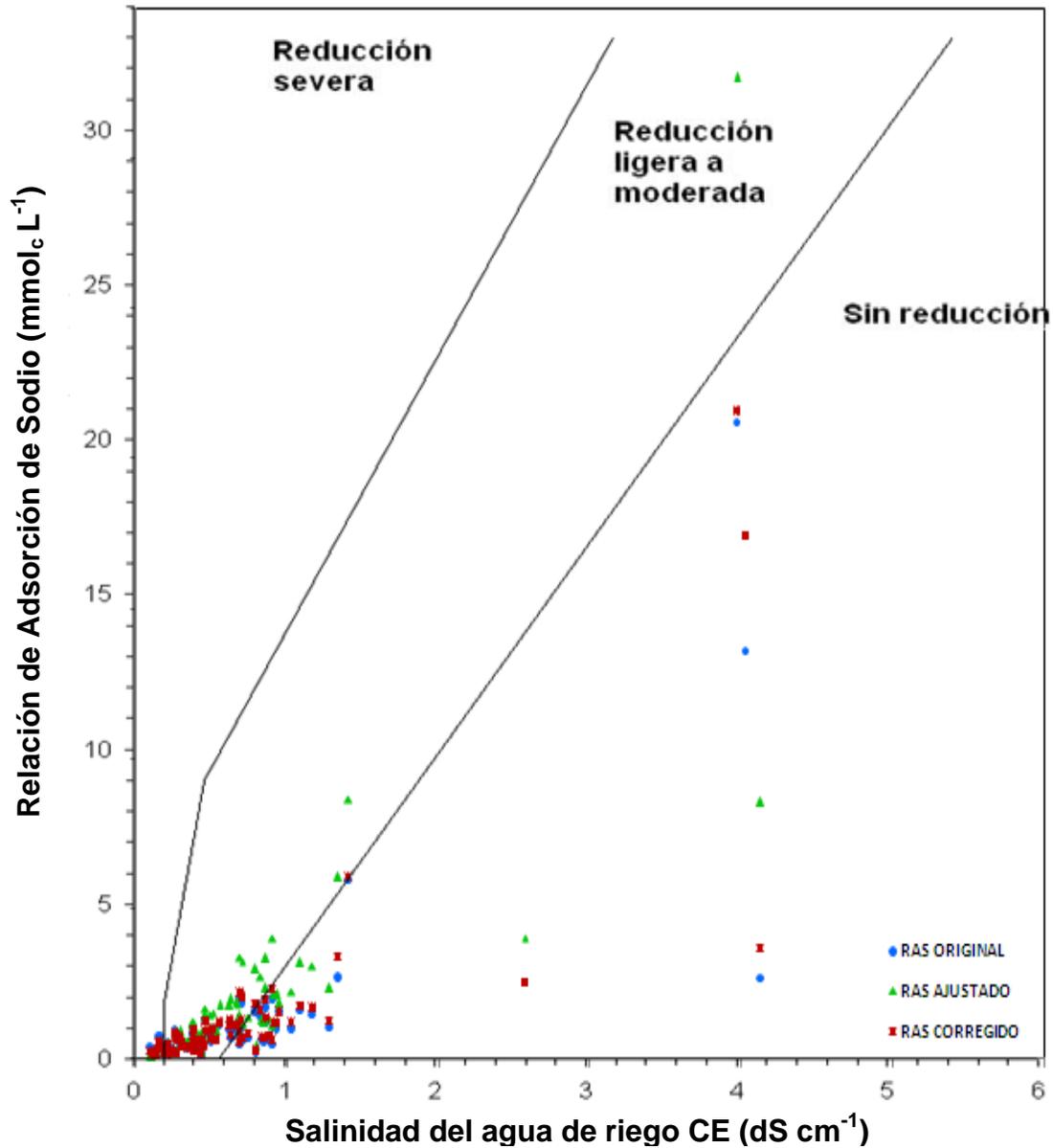


Figura 19. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio ( $\text{RAS}_{\text{or}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}^{\circ}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreadas en 2009.

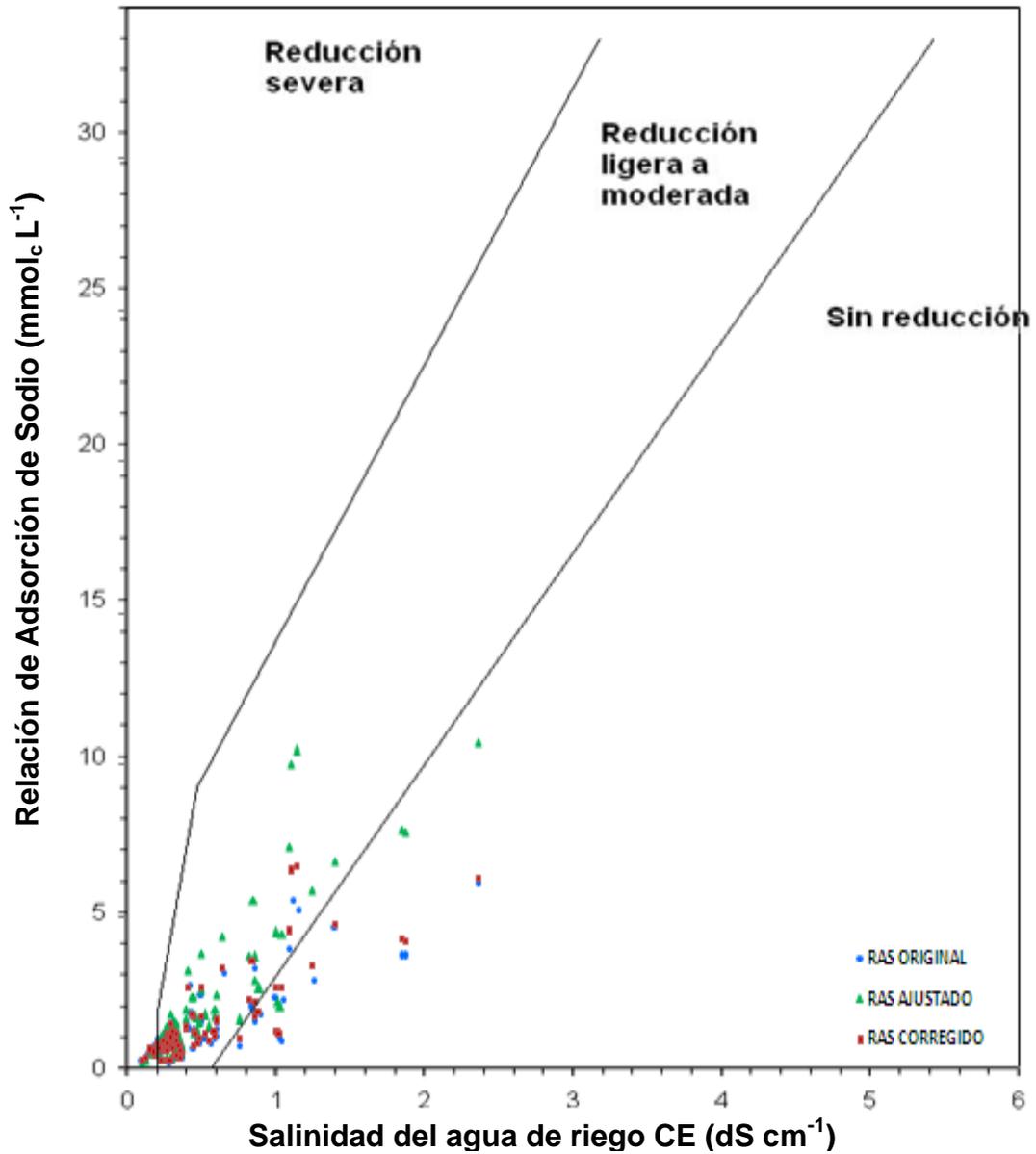


Figura 20. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio ( $\text{RAS}_{\text{or}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}^{\circ}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz muestreadas en otoño de 2010.

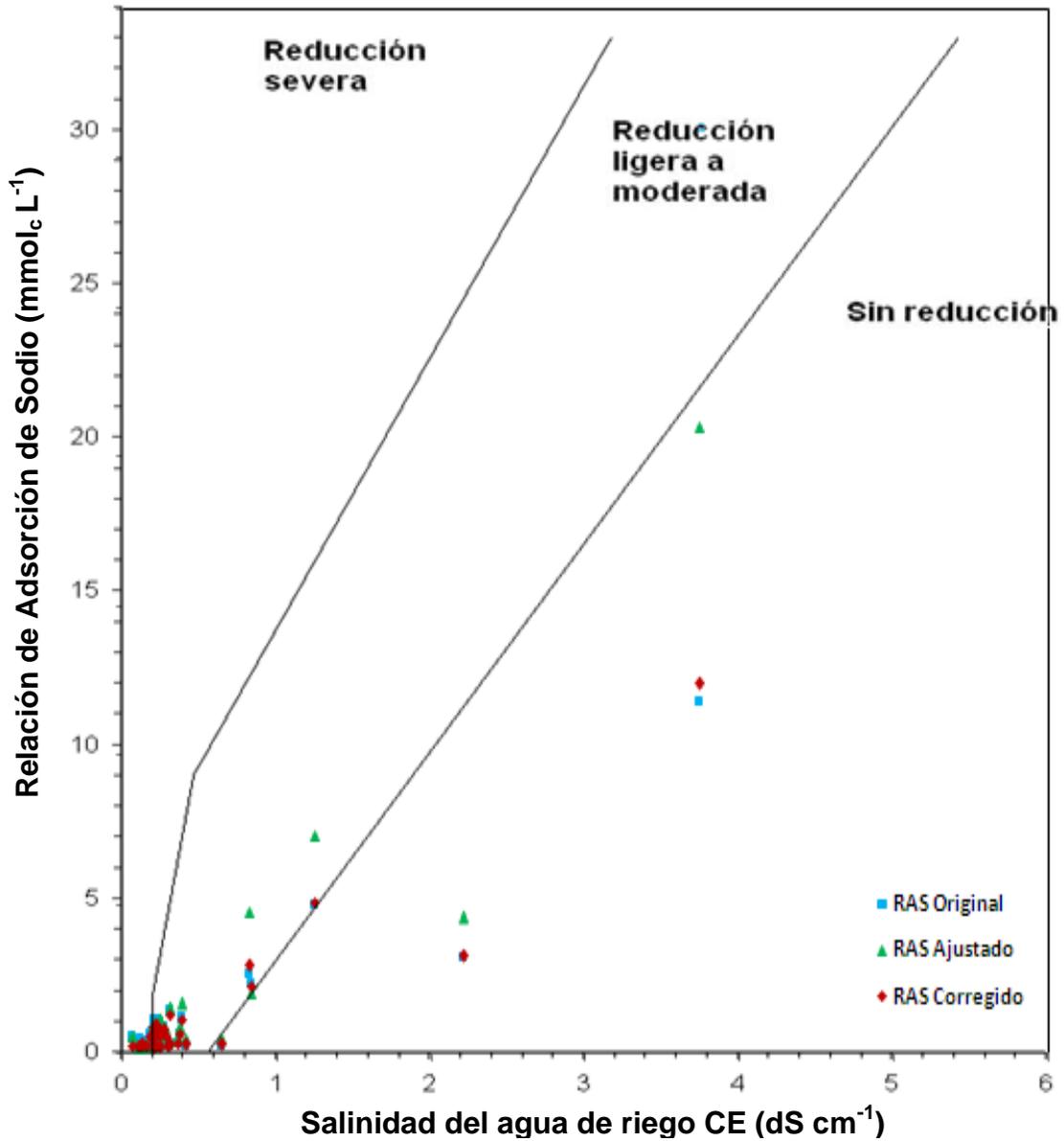


Figura 21. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio ( $\text{RAS}_{\text{or}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}^{\circ}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz muestreadas en 2011.

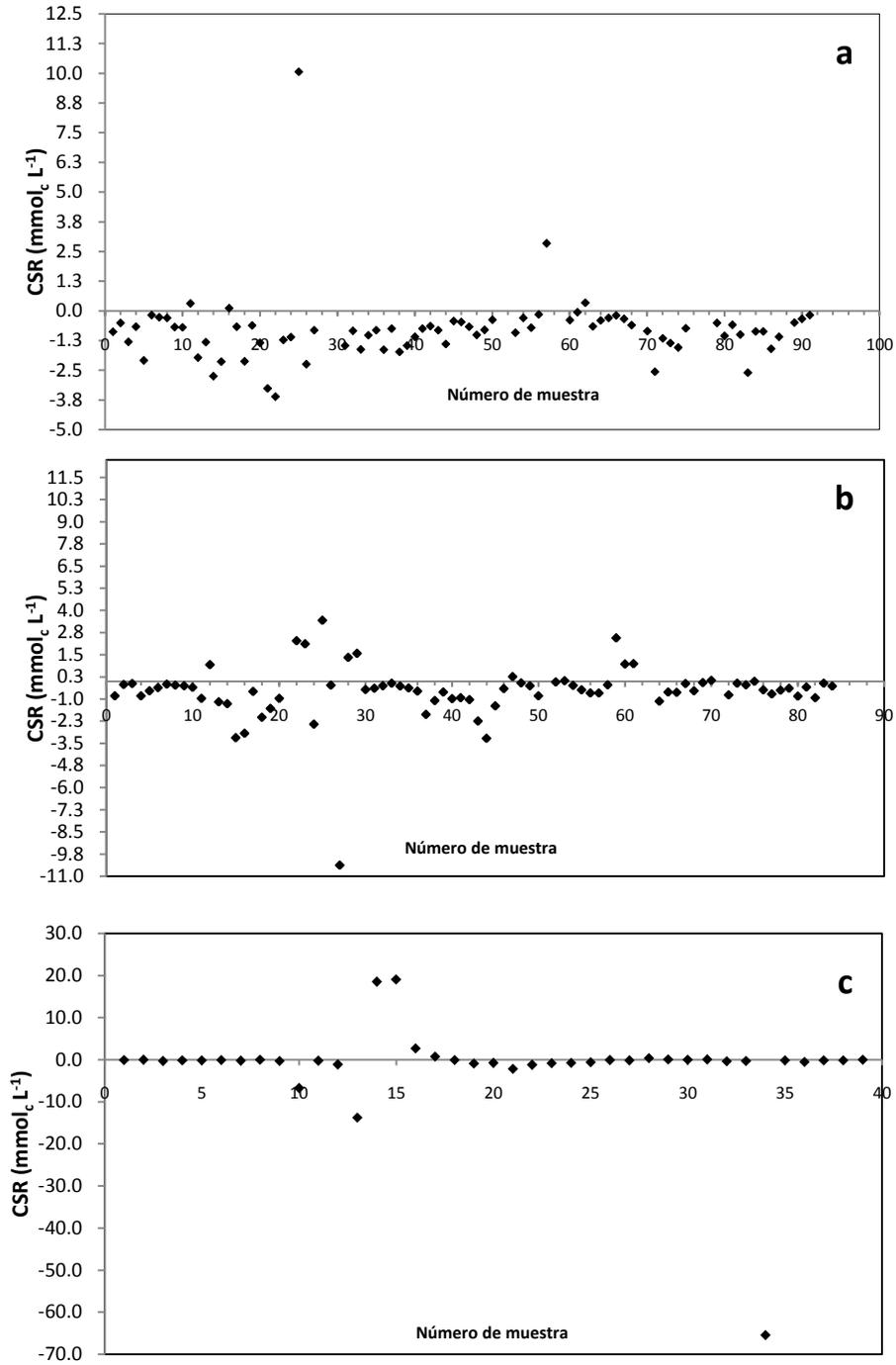
#### **7.6.4 Carbonato de Sodio Residual en las aguas de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz**

Cuando en el agua de riego el contenido de carbonatos y bicarbonatos es mayor que el calcio y magnesio, existe la posibilidad de que se forme carbonato de sodio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), debido a que, por su alta solubilidad, puede permanecer en solución aún después de que han precipitado los carbonatos de calcio y magnesio. En estas condiciones el sodio puede ser suficiente para desplazar el calcio y al magnesio del complejo de intercambio, produciéndose con esto la defloculación del suelo (Wilcox *et al.*, 1954).

Altos contenidos de sodio intercambiable originan que estos suelos tengan propiedades físicas adversas como la disminución de la permeabilidad y dispersión de las partículas arcillosas afectando el desarrollo de los cultivos. El carbonato de sodio residual (CSR) se calcula de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$CSR = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

En la Figura 22, se presenta la clasificación de las aguas de acuerdo al índice de carbonato de sodio residual (CSR), para los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011.



CSR > 2.5  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  = No recomendable; CSR = 1.25-2.5 = Condicionada y CSR < 1.25 = Buena.

Figura 22. Distribución de las aguas superficiales, de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) muestreadas en Tlaxcala, Puebla y Veracruz en 2009 (a), 2010 (b), y 2011 (c).

## 7.7 Contenido de fósforo, nitrógeno, boro y silicio en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz

### 7.7.1 El fósforo

El fósforo se encuentra en toda la biósfera. El fósforo se presenta como fosfatos inorgánicos y fosfatos orgánicos. Los rangos de concentración del fósforo en los suelos son de 35 a 5300 mg kg<sup>-1</sup>, en promedio 8000 mg kg<sup>-1</sup> (Bower, 1979; Ehrlich, 1990). El contenido de fósforo en aguas dulces es de 0.02 mg L<sup>-1</sup>. El promedio de contenido de fósforo en el agua de mar es de 0.09 mg L<sup>-1</sup>. El fósforo inorgánico puede presentarse en formas solubles y no solubles en la naturaleza. Las formas del fósforo inorgánico más comunes son los ortofosfatos (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>), Sharpley y Withers (1994).

El fósforo es un elemento esencial en el crecimiento de las plantas (Daniel *et al.*, 1998), pero se encuentra en concentraciones pequeñas, por su tendencia a formar iones complejos y compuestos de baja solubilidad con un extenso número de metales y por ser adsorbido a sedimentos hidrolizados (Figueruelo y Dávila, 2004).

Los aportes de fósforo son limitados en condiciones naturales, pero las actividades antropogénicas aceleran este proceso, por la utilización de grandes cantidades de detergentes y fertilizantes (Neal *et al.*, 2006). Este fenómeno ocurre en el área de estudio, ya que los puntos con mayor contenido de fósforo son los que reciben vertidos de aguas residuales urbanas, industriales y lixiviados de fertilizantes de los campos agrícolas adyacentes.

En la Figura 23, se presenta la concentración de fosfatos expresados en mg L<sup>-1</sup> en todos los sitios de muestreo de los años 2009, 2010 y 2011. En el muestreo de 2009, solo cinco muestras tienen valores de contenido de fósforo  $\geq 1.5$  mg L<sup>-1</sup>. En el muestreo de 2010, solo cuatro muestras tienen valores de contenido de fósforo  $\geq 2.0$  mg L<sup>-1</sup>. Finalmente en el muestreo de 2011 sólo cuatro muestras tienen valores de contenidos de fósforo  $\geq 1.0$  mg L<sup>-1</sup>.

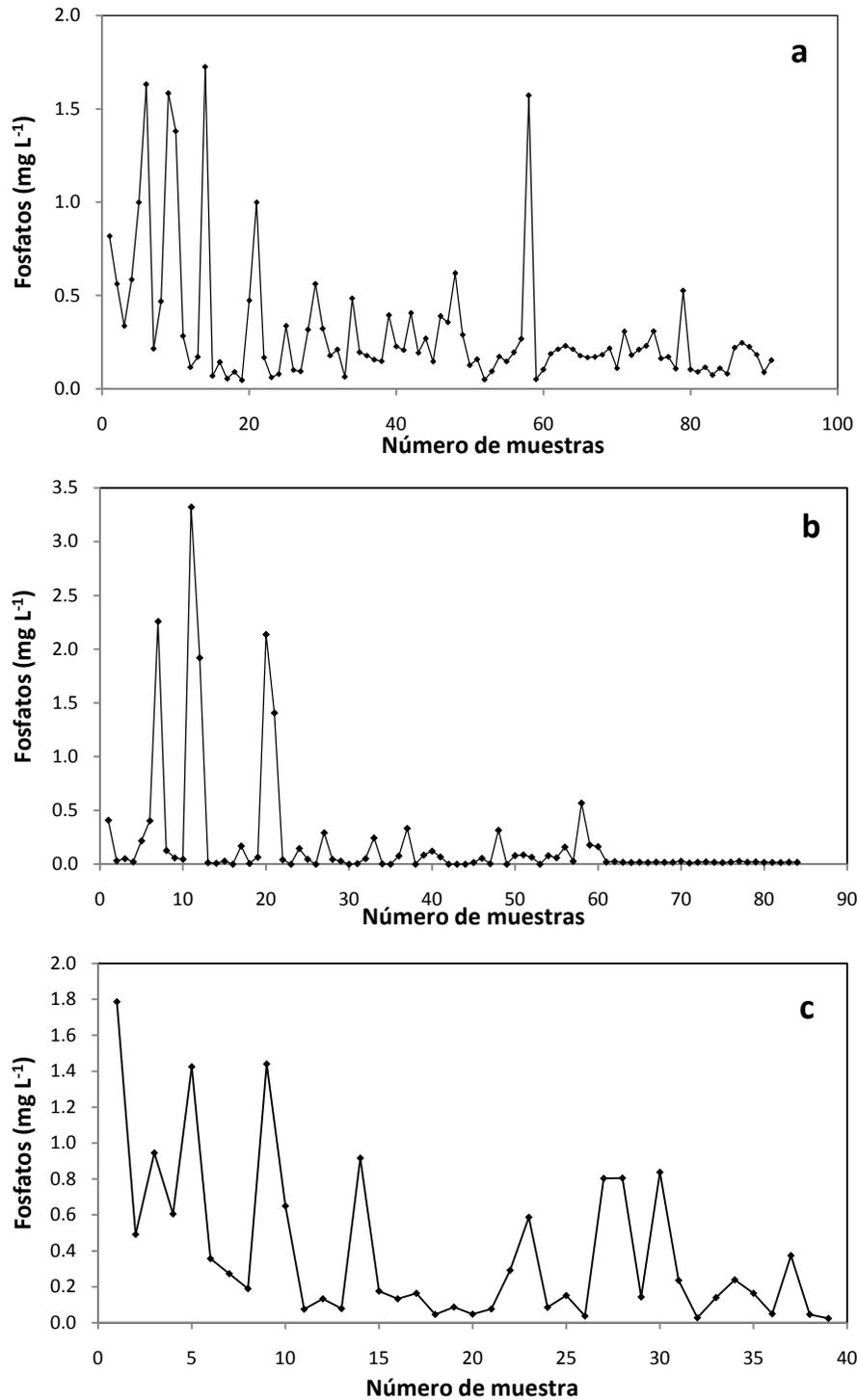


Figura 23. Concentración de fosfatos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreos de 2009 (a), de 2010 (b) y de 2011 (c).

### 7.7.2 El nitrógeno

La abundancia del nitrógeno se presenta en el Cuadro 39.

Cuadro 39. Abundancia del nitrógeno en la biósfera.

Elementos de la Biósfera	Formas del Nitrógeno	Cantidades de Nitrógeno (kg N)
Atmósfera	N <sub>2</sub>	3.9 x 10 <sup>18</sup>
Oceános	orgánico (N)	9.0 x 10 <sup>14</sup>
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	10.0 <sup>14</sup>
Suelos	orgánico (N)	8.0 x 10 <sup>14</sup>
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1.4 x 10 <sup>14</sup>
Sedimentos	Total (N)	4.0 x 10 <sup>17</sup>
Rocas	Total (N)	1.9 x 10 <sup>20</sup>
Biomasa (viviente)	Total (N)	1.3 x 10 <sup>13</sup>

Fuente: Ehrlich, 1990; Brock y Madigan, 1988.

El agua de riego puede contener niveles excesivos de nitrógeno, perjudicando ciertos cultivos que son sensibles, manifestándose por un mayor crecimiento vegetativo que provocará un retraso en la maduración y baja calidad del producto (Ayers y Wescot, 1987)

Cuando las aguas de riego tienen una concentración < 5 mg L<sup>-1</sup>, no se presenta ninguna restricción en su uso, si la concentración de nitratos fluctúa dentro del rango de 5 a 30 mg L<sup>-1</sup>, el uso de esta agua presenta una restricción moderada. En cambio si las aguas de riego tienen una concentración de nitratos > 30 mg L<sup>-1</sup>, estas aguas presentan restricciones severas en su uso.

En la Figura 24, se presentan los contenidos de los nitratos en las muestras de agua de las corrientes superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, para los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011.

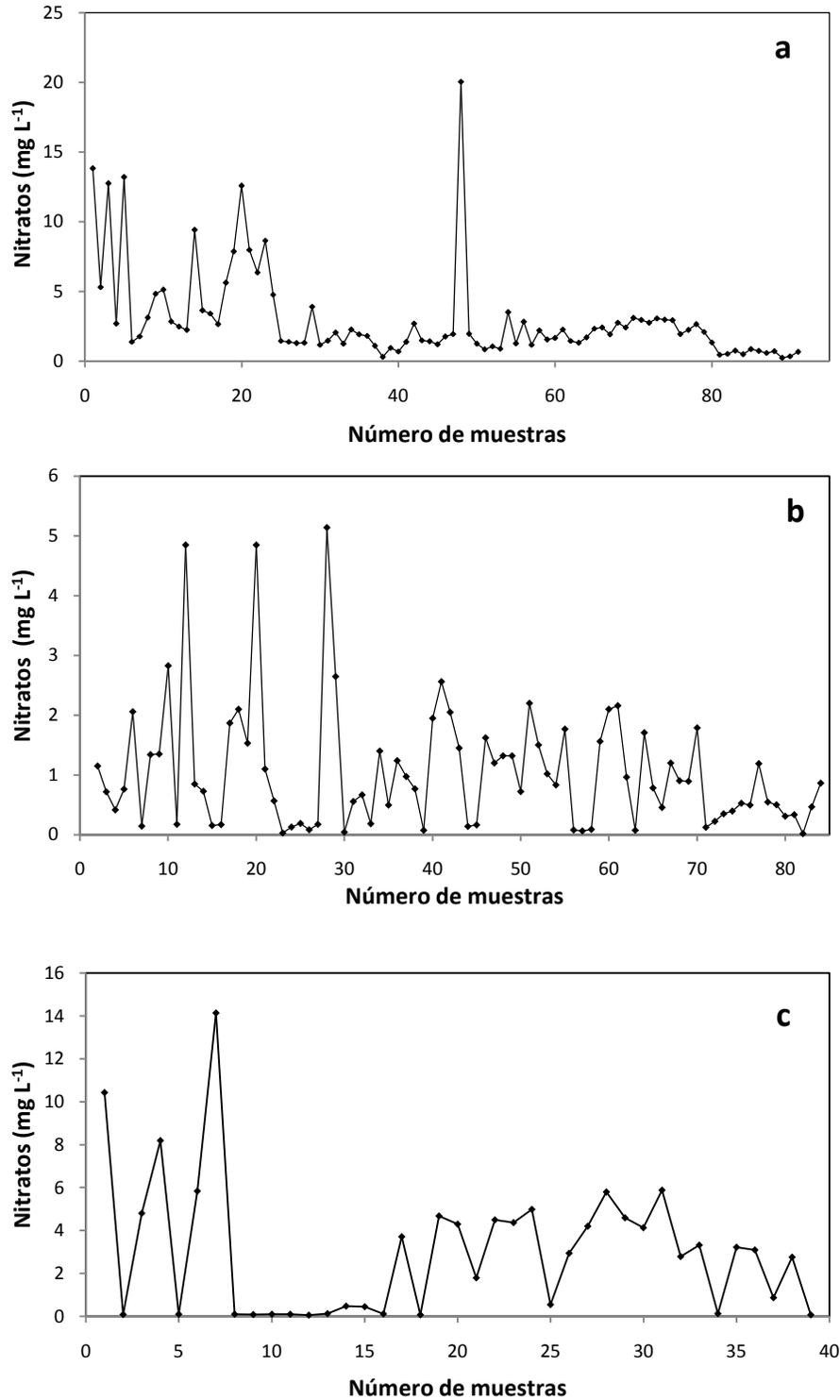


Figura 24. Concentración de Nitratos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).

En el muestreo de 2009, cinco muestras de agua tuvieron un contenido de nitratos  $>1 \text{ mg L}^{-1}$ . En el muestreo de 2010, seis muestras de agua tuvieron un contenido de nitratos  $>2.5 \text{ mg L}^{-1}$ . En el muestreo de 2011, cuatro muestras de agua tuvieron un contenido de nitratos  $>6.0 \text{ mg L}^{-1}$ .

### **7.7.3 El boro**

La mayoría de las aguas superficiales contienen cantidades aceptables de boro, pero las aguas de los pozos profundos en algunas áreas contienen cantidades tóxicas de Boro (Can, 2011).

Ultimamente se han establecido nuevos límites de tolerancia al boro para una gran variedad de cultivos, de tal manera que se han propuesto diferentes intervalos de toxicidad, como por ejemplo: 1. Para cultivos muy sensibles ( $<0.5 \text{ mg L}^{-1}$ ); 2. Para cultivos sensibles ( $0.5-1.0 \text{ mg L}^{-1}$ ); 3. Para cultivos moderadamente sensibles ( $2.0-4.0 \text{ mg L}^{-1}$ ); 4. Para cultivos tolerantes ( $4.0-6.0 \text{ mg L}^{-1}$ ) y 5. Para cultivos muy tolerantes ( $6.0-15.0 \text{ mg L}^{-1}$ ) de acuerdo con Ayers y Wescot, (1987).

En la Figura 25, se presentan las concentraciones de boro en las muestras de agua de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de los muestreos de 2009, 2010 y 2011.

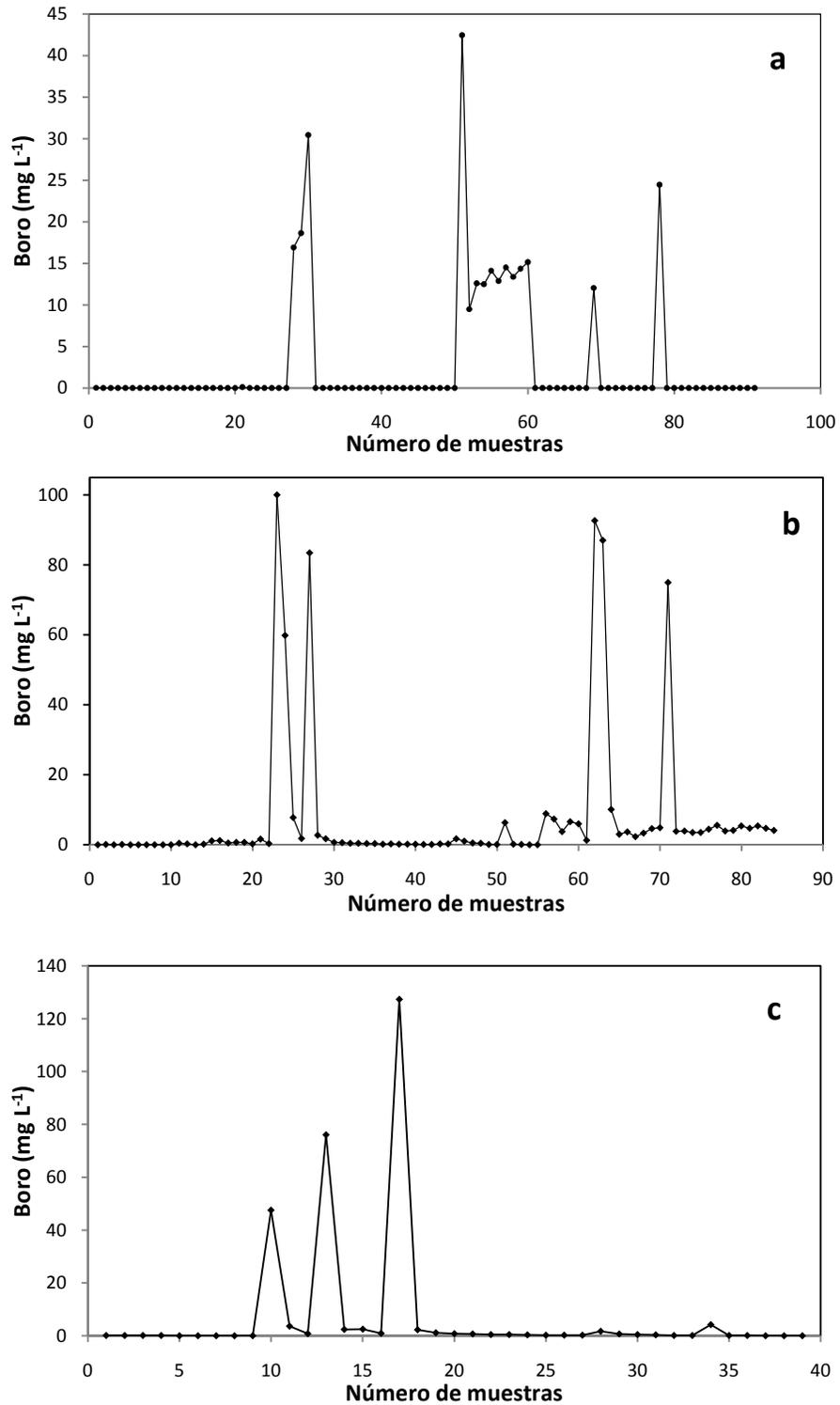


Figura 25. Concentración de Boro ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).

#### **7.7.4 El silicio (SiO<sub>2</sub>)**

El silicio como segundo elemento más abundante del planeta, se encuentra presente en la mayoría de las aguas. Muchas de las aguas naturales presentan concentraciones <10 mg L<sup>-1</sup>, sin embargo, se pueden encontrar aguas con presencia del silicio en cantidades mayores a 80 mg L<sup>-1</sup>, como por ejemplo las aguas volcánicas, y aunque no presenta efectos tóxicos conocidos, el análisis del silicio en las aguas para riego ayuda a evitar la formación de depósitos duros de este elemento en el suelo agrícola.

Los minerales de silicio son insolubles en pH bajos, y la solubilidad de estos aumenta minimamente en intervalos de pH= 2.0 – 9.0. Arriba de un pH= 9.0 los minerales del silicio se solubilizan considerablemente.

En la Figura 26, se presentan los contenidos de SiO<sub>2</sub> en las muestras de agua de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, para los muestreos de 2009, 2010 y 2011.

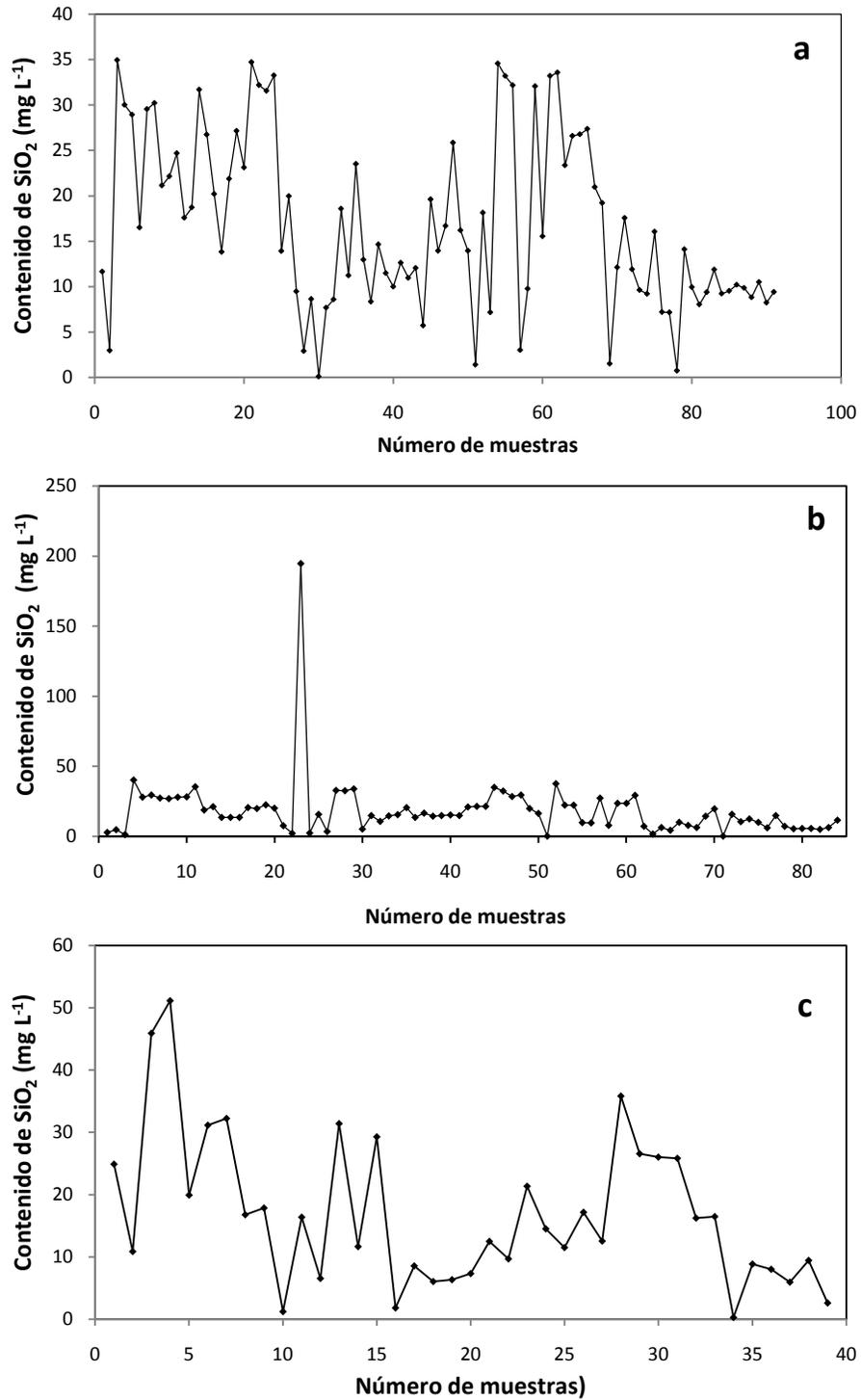


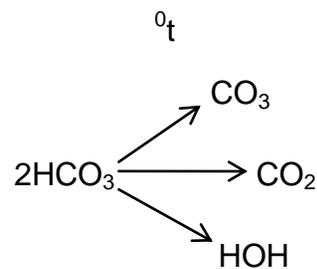
Figura 26. Concentración de Silicio (mg L<sup>-1</sup>) de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, muestreo de 2009 (a), 2010 (b) y 2011 (c).

La presencia de silicio en las muestras de agua del muestreo de 2009 con concentraciones  $\geq 20.0 \text{ mg L}^{-1}$ , fueron 32 muestras; en 2010 con  $\geq 50.0 \text{ mg L}^{-1}$ , fue una y en 2011 con  $\geq 20.0 \text{ mg L}^{-1}$ , fueron once.

## 7.8 Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz

En las aguas superficiales, subterráneas y de los suelos, la mayoría de las sales que se encuentran disueltas en estas aguas están presentes en estado iónico. Por lo general unos cuantos iones son los que se encuentran siempre presentes, y obteniéndose la sumatoria representan la totalidad de los iones en solución (Huízar, *et al*, 2001; Güler y Thyne, 2004; Diop y Tijani, 2008).

Los iones fundamentales son: Ca, Mg, Na, K,  $\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3$ , Cl y  $\text{SO}_4$ . A los iones que se encuentran en forma conjunta en las soluciones acuosas como son:  $\text{CO}_3$  y  $\text{HCO}_3$  se le conoce como el sistema carbonato:  $\text{HCO}_3^- \rightleftharpoons \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+$ . El paso de  $\text{HCO}_3^- \rightleftharpoons \text{CO}_3^{2-}$ , se presenta como consecuencia de pequeños cambios en la temperatura del medio ambiente, y esto ocurre de acuerdo con el siguiente esquema:



Es por este motivo que en las clasificaciones hidrogeoquímicas solamente se utilizan seis iones para llevar a cabo los procedimientos de graficación en diagramas de Piper, los seis iones que se toman en cuenta son los siguientes: Ca, Mg, (Na+K), ( $\text{CO}_3+\text{HCO}_3$ ) Cl y  $\text{SO}_4$  (Piper, 1944).

Como es frecuente que los iones nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y el catión potasio ( $\text{K}^+$ ) se tengan en las soluciones acuosas en pequeñas cantidades, por este motivo no

se incluyen en la gráfica de Piper. En los estudios hidrogeoquímicos detallados también se incluye la determinación de los gases:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$ , y  $\text{H}_2\text{S}$ .

La determinación del  $\text{SiO}_2$  en aguas de alta salinidad y de origen volcánico es muy importante y en particular, en todas las muestras de agua de los cauces fluviales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz; además de las aguas salinas que se utilizaron en los experimentos de reconcentración (evaporación); se determinaron los contenidos de silicio ( $\text{SiO}_2$ ).

El diagrama triangular de Piper es ideal para representar seis componentes, como enseguida se señala; Ca, Mg y (Na+K), ( $\text{CO}_3 + \text{HCO}_3$ ), Cl y  $\text{SO}_4$ . Cuando se llevan a cabo las graficaciones de acuerdo con Piper (1944), en estas gráficas se pueden representar muchos análisis, sin dar motivo a una confusión, y es una de sus mayores ventajas. Por último, sólo se debe señalar que, las aguas que son geoquímicamente similares, se presentan agrupadas en áreas bien definidas (Custodio y Llamas, 1996).

En las Figuras 27, 28 y 29, se presentan los diagramas de Piper, donde se presenta la ubicación geoquímica de las fuentes de agua de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

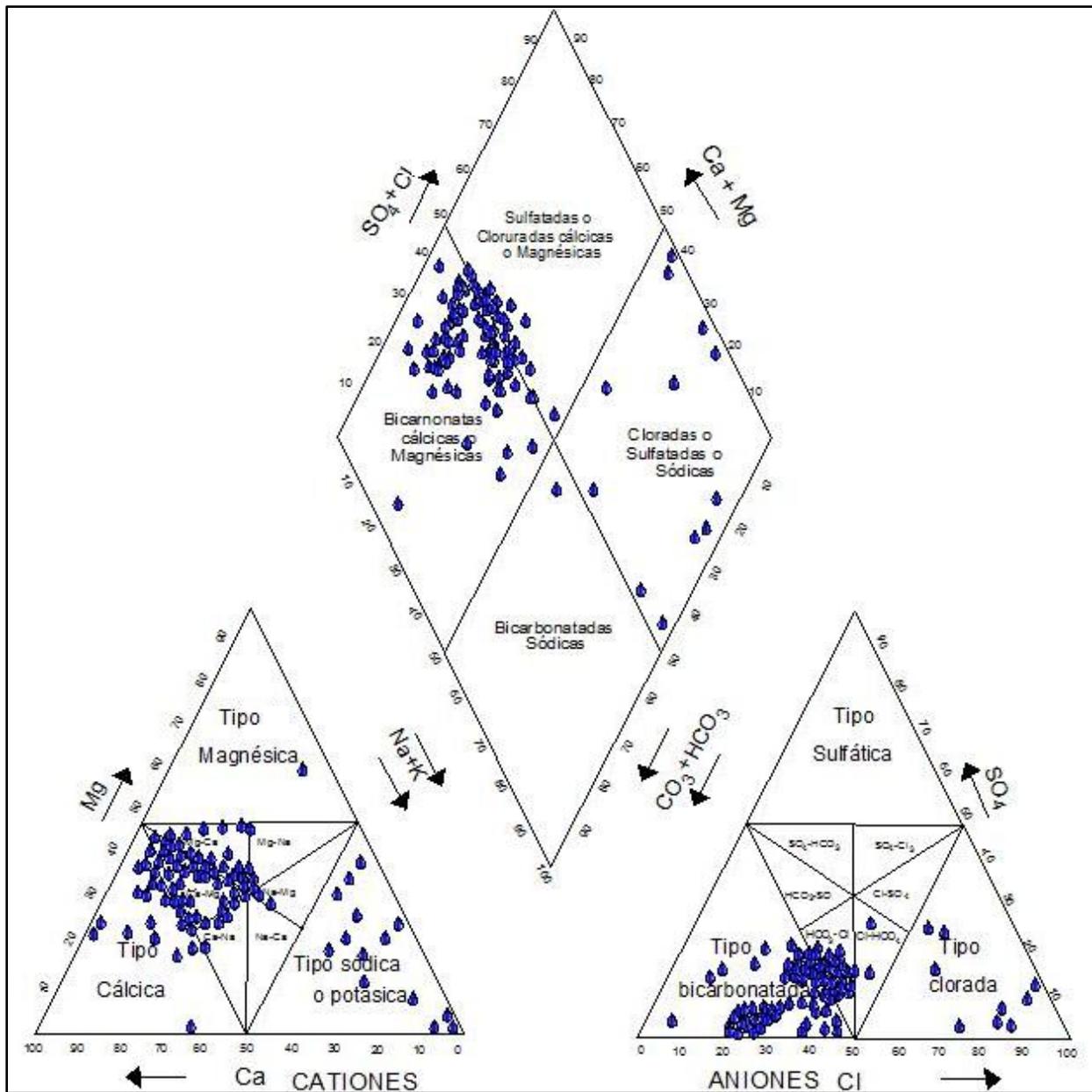


Figura 27. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2009.

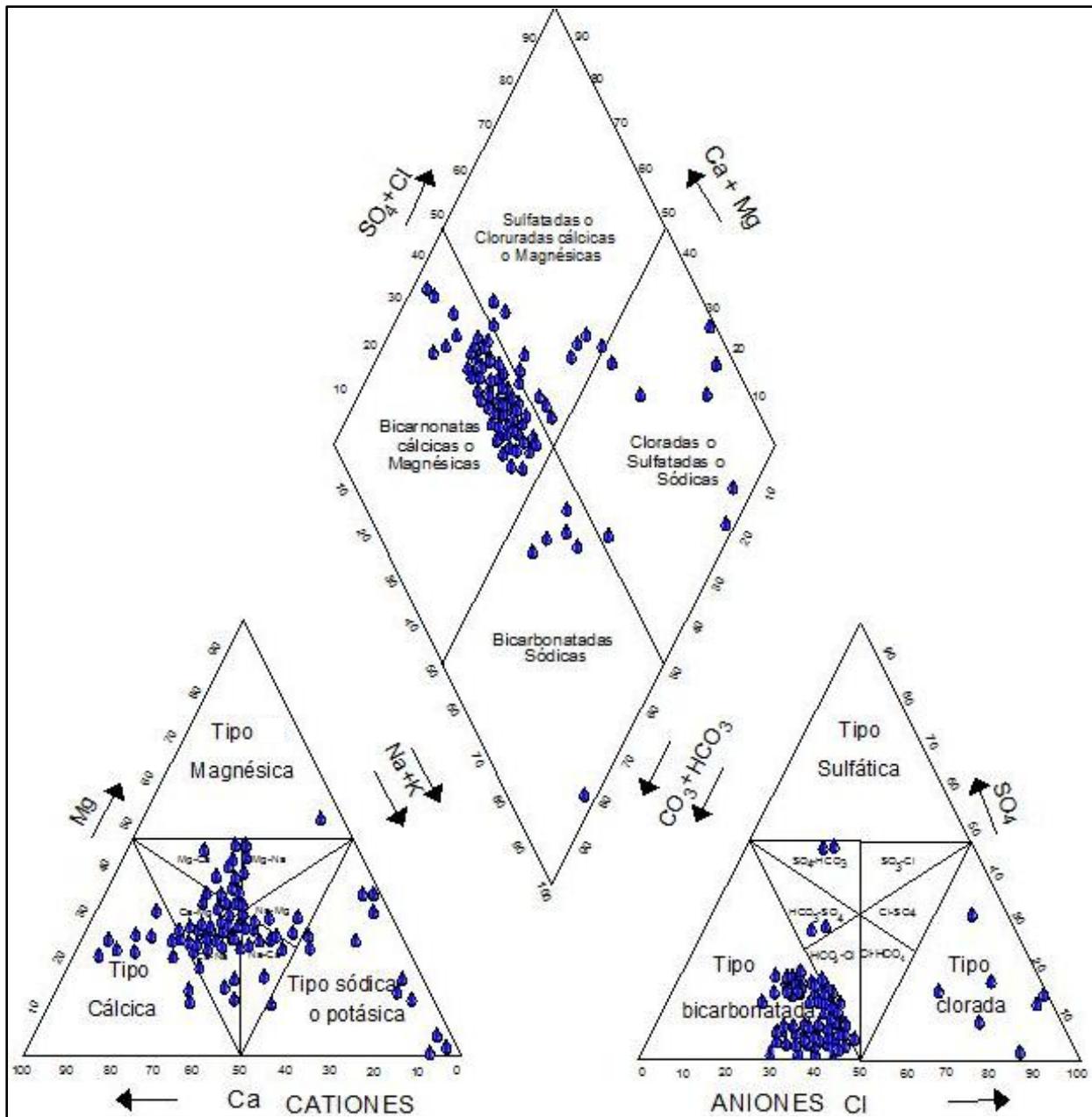


Figura 28 Clasificación hidrogeoquímica de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2010.

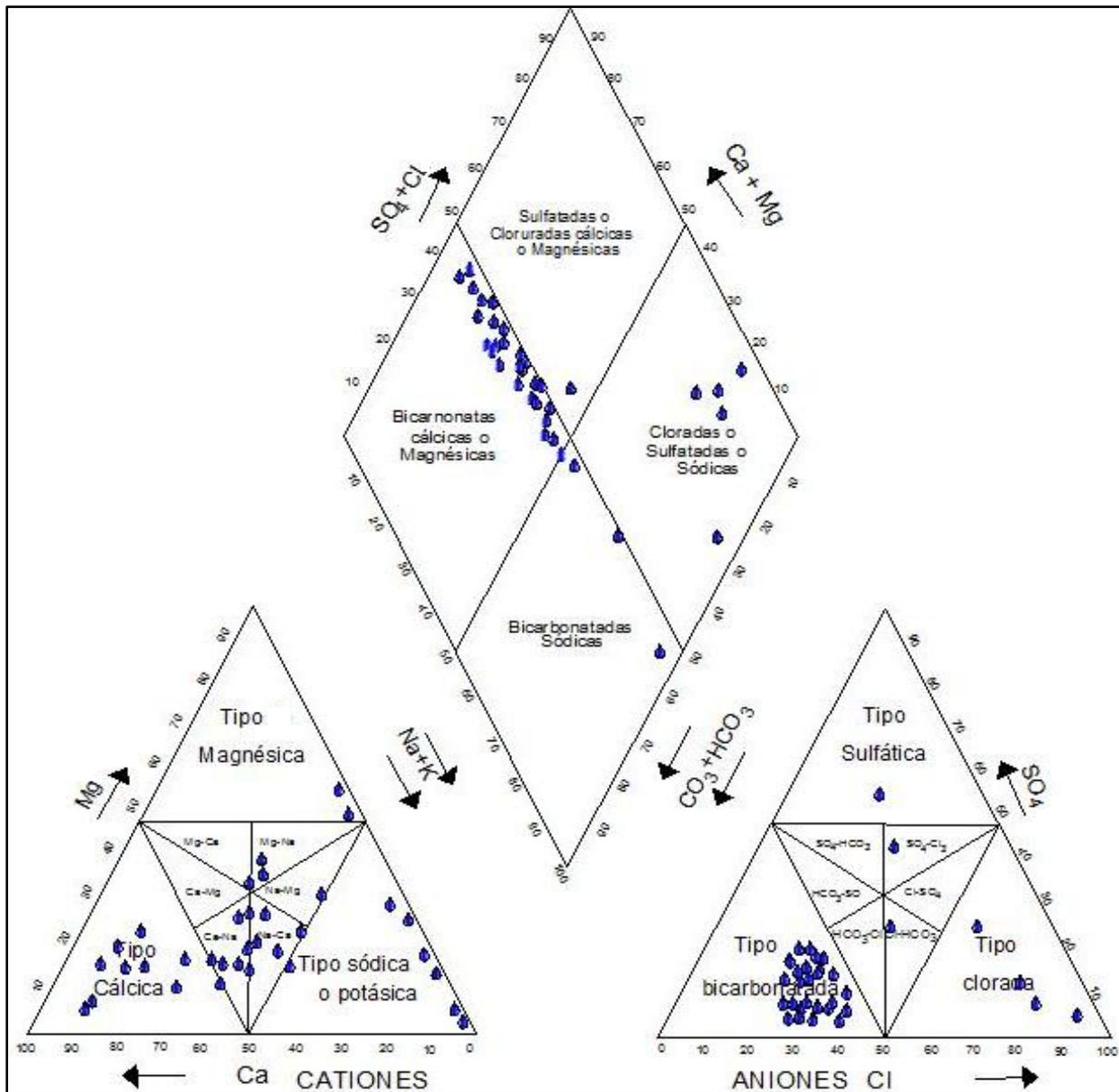


Figura 29. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2011.

En los Cuadros 40, 41 y 42, se presentan las denominaciones geoquímicas para cada muestra de agua de los cauces superficiales, que derivan de la ubicación de los diferentes iones en el diagrama de Piper.

Cuadro 40. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2009.

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
1	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésico-cálcica
2	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
3	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
4	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésico-cálcica
5	Mixta: Cálcico-magnésica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada cálcico-magnésica
6	Mixta: Sódico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
7	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-magnésica
8	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
9	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
10	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
11	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
12	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
13	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
14	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésico-cálcica
15	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
16	Mixta: Magnésico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-sódica
17	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
18	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
19	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
20	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
21	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
22	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
23	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
24	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
25	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
26	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
27	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
28	Tipo sódica	Mixta Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada sódica
29	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
30	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
31	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
32	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
33	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
34	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
35	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica

...Cuadro 40...

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
36	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
37	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
38	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
39	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
40	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
41	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
42	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
43	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
44	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
45	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
46	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
47	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
48	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
49	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
50	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésico-cálcica
51	Tipo sódica	Tipo Clorada	Clorada sódica
52	Tipo magnésica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésica
53	Tipo magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésica
54	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
55	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésico-cálcica
56	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
57	Tipo Sódica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada sódica
58	Tipo sódica	Mixta: Clorada-bicarbonatada	Clorada-bicarbonatada sódica
59	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
60	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada magnésico-cálcica
61	Mixta: Sódico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-magnésicas
62	Mixta: Sódica-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Sódica-cálcica
63	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
64	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
65	Mixta: Sódico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-magnésica
66	Mixta: Magnésico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-sódica
67	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
68	Mixta: Cálculo-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
69	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
70	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica

...Cuadro 40...

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
71	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
72	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
73	Mixta: Sódico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada sódico-cálcica
74	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
75	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
76	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
77	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
78	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
79	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
80	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
81	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
82	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
83	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
84	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
85	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
86	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
87	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
88	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
89	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
90	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
91	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica

Cuadro 41. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2010.

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
1	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
2	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
3	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
4	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
5	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
6	Mixta: Magnésico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-sódica
7	Mixta: Magnésico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-sódica
8	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
9	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
10	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
11	Mixta: Sódico-magnésica	Mixta: bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada Sódico-magnésica
12	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Sódica
13	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
14	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
15	Mixta: Sódico-magnésica	Mixta: sulfática-bicarbonatada	Sulfático-Bicarbonatada sódico-magnésica
16	Mixta: Sódico-magnésica	Mixta: sulfática-bicarbonatada	Sulfático-Bicarbonatada sódico-magnésica
17	Mixta: Sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
18	Mixta: Sódico-cálcica	Mixta: bicarbonatada-sulfática	Bicarbonatada-sulfática sódico-cálcica
19	Mixta: Sódico-magnésica	Mixta: bicarbonatada-sulfática	Bicarbonatada-sulfática sódico-magnésica
20	Mixta: Sódico-cálcica	Mixta: bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada sódico-cálcica
21	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
22	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
23	Tipo sódica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada sódica
24	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
25	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
26	Tipo Magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésica
27	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
28	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
29	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
30	Mixta: Cálcico-magnésica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada cálcico-magnésica

...Cuadro 41...

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
31	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
32	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
33	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
34	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
35	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
36	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
37	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
38	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
39	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
40	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
41	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
42	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
43	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
44	Mixta: Cálcico-magnésica	Mixta: bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada clorada cálcico-magnésica
45	Mixta: Magnésico-cálcica	Mixta: bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada clorada magnésico-cálcica
46	Mixta: sódico-cálcica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada sódico-cálcica
47	Mixta: sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
48	Mixta: sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
49	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
50	Mixta: Cálcico-sódica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada cálcico-sódica
51	Tipo sódica	Tipo Clorada	Clorada sódica
52	Mixta: Sódica-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-magnésica
53	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
54	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
55	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
56	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
57	Mixta: Cálcico-magnésica	Mixta: Bicarbonatada-clorada	Bicarbonatada-clorada cálcico-magnésica
58	Mixta: sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
59	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
60	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica

...Cuadro 41...

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
61	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
62	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
63	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
64	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
65	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
66	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
67	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
68	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
69	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
70	Mixta: Sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
71	Tipo sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
72	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
73	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
74	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
75	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
76	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
77	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
78	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
79	Mixta: Cálcico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-magnésica
80	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
81	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada magnésico-cálcica
82	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
83	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
84	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica

Cuadro 42. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz del muestreo de 2011.

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
1	Mixta: Cálcico-Sódica	Tipo: Bicarbonatada	Bicarbonatada Cálcico-sódica
2	Mixta: Cálcico-Sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Cálcico-sódica
3	Mixta: Magnésico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Magnésico-cálcica
4	Mixta: Magnésico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Magnésico-sódica
5	Mixta: Sódico-Magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Sódico-magnésica
6	Mixta: Sódico-Magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Sódico-magnésica
7	Mixta: Magnésico-Sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Magnésico-sódica
8	Mixta: Magnésico-Sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Magnésico-sódica
9	Mixta: Cálcico-sódica	Mixta: bicarbonatada-Clorada	Bicarbonatada clorada Cálcico-sódica
10	Tipo: Sódica	Tipo clorada	Sódica clorada
11	Tipo: Magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada Magnésica
12	Tipo: Magnésica	Tipo clorada	Clorada magnésica
13	Tipo: Sódica	Tipo clorada	Clorada sódica
14	Tipo: Sódica	Tipo bicarbonatada	Sódica bicarbonatada
15	Tipo: Sódica	Mixta: clorada-sulfatada	Sódica clorada sulfatada
16	Tipo: Sódica	Tipo bicarbonatada	Sódica bicarbonatada
17	Tipo: Sódica	Tipo clorada	Sódica clorada
18	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
19	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
20	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
21	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
22	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
23	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
24	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
25	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Cálcica bicarbonatada
26	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
27	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica

...Cuadro 42...

Muestra	Catión dominante	Anión dominante	Clasificación
28	Tipo sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódica
29	Mixta: Sódico-magnésica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-magnésica
30	Mixta: Sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
31	Mixta: Sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica
32	Tipo cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
33	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
34	Tipo: Sódica	Tipo Clorada	Clorada sódica
35	Mixta: Cálcico-sódica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcico-sódica
36	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
37	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
38	Tipo: Cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada cálcica
39	Mixta: Sódico-cálcica	Tipo bicarbonatada	Bicarbonatada sódico-cálcica

Para los tres muestreos existe una predominancia de aguas clasificadas como bicarbonatadas cálcicas, seguidas de bicarbonatadas magnésicas. Las aguas de menor predominancia en bicarbonatos son las aguas cloradas o sulfatadas en los tres muestreos. Lo que se está señalando en líneas precedentes es prácticamente coincidente con lo que encontró Ramírez (2009), en su estudio de caracterización de escurrimientos fluviales en las formaciones de calizas del estado de Morelos.

De aquí se deduce o se concluye con respecto a esta clasificación que las rocas que se encuentran en contacto con las aguas son de origen cálcicas, basáltica y rocas ígneas. La concentración varía de acuerdo al periodo de muestreo, se puede decir que a mayor caudal se tiene una mayor dilución, ya que en un periodo el río presenta mayor cantidad de agua por consiguiente los iones están más disueltos. Por lo tanto se concluye que esta es la razón por la cual el calcio y el magnesio tienen predominancia. Con respecto a los iones predominantes como el calcio y el magnesio, se observa que éste último se encuentra en menor concentración, esto es debido a que las dolomitas ( $\text{CaMg} [\text{CO}_3]_2$ ) presentan una menor capacidad de disolución.

Estas aguas son ricas en Ca, Mg y bicarbonatos. El calcio es un catión divalente de carga positiva que forma parte de la mayoría de las rocas que constituyen la corteza

terrestre, por lo que es común encontrarlo disuelto en las aguas. Proviene principalmente de la disolución de los feldespatos cálcicos como la anortita ( $\text{CaAlSi}_2\text{O}_8$ ) que forman las rocas volcánicas. Los basaltos están constituidos por minerales ferromagnesianos entre los que se encuentran los piroxenos  $[(\text{Al},\text{Mg},\text{Fe},\text{Mn},\text{Cr},\text{Sc},\text{Ti})(\text{Si},\text{Al})_2\text{O}_6]$  y los anfíboles como la antholita ( $\text{Mg}_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ ), los cuales son atacados por el agua originando la presencia del magnesio en solución.

El calcio también proviene de la disolución de los minerales, como la biotita  $[\text{K}(\text{Mg},\text{Fe}^{2+})_3(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH},\text{F})_2]$  que se transforma en caolinita ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ). A diferencia de los iones analizados, que provienen principalmente de la disolución de las rocas, el bicarbonato se produce a consecuencia de reacciones químicas debidas a la interacción entre el agua, los gases y las rocas. Una de las fuentes más comunes de este elemento es la incorporación de bióxido de carbono en el agua, la cual forma ácido carbónico, que a su vez se disocia en bicarbonatos e hidrógeno. Otras posibilidades de su formación corresponde a la disolución de los minerales de las rocas ígneas.

## **7.9 Concentración de metales pesados en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz**

La movilidad de los diferentes metales pesados depende de las condiciones ácido-alcalinas y condiciones oxido-reductoras que se tengan en un momento determinado en una solución acuosa.

El pH de la solución tiene un efecto importante sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo (Riechaman, 2002). En soluciones ácidas se produce una competencia de los iones  $\text{H}^+$  con los cationes metálicos por los sitios de intercambio (Kheboian y Bauer, 1987). Al aumentar el pH los metales pesados son removidos de la solución del suelo y adsorbidos por los coloides del suelo disminuyendo su biodisponibilidad (Basta y Tabatabai, 1992). Por lo tanto, en suelos con carga variable, la retención de los cationes metálicos aumenta en la medida que el pH del suelo sea más alto y se reduce al acidificarse el suelo.

En la Figura 30, se presenta el pH y la conductividad eléctrica medidos en los ríos, embalses y manantiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

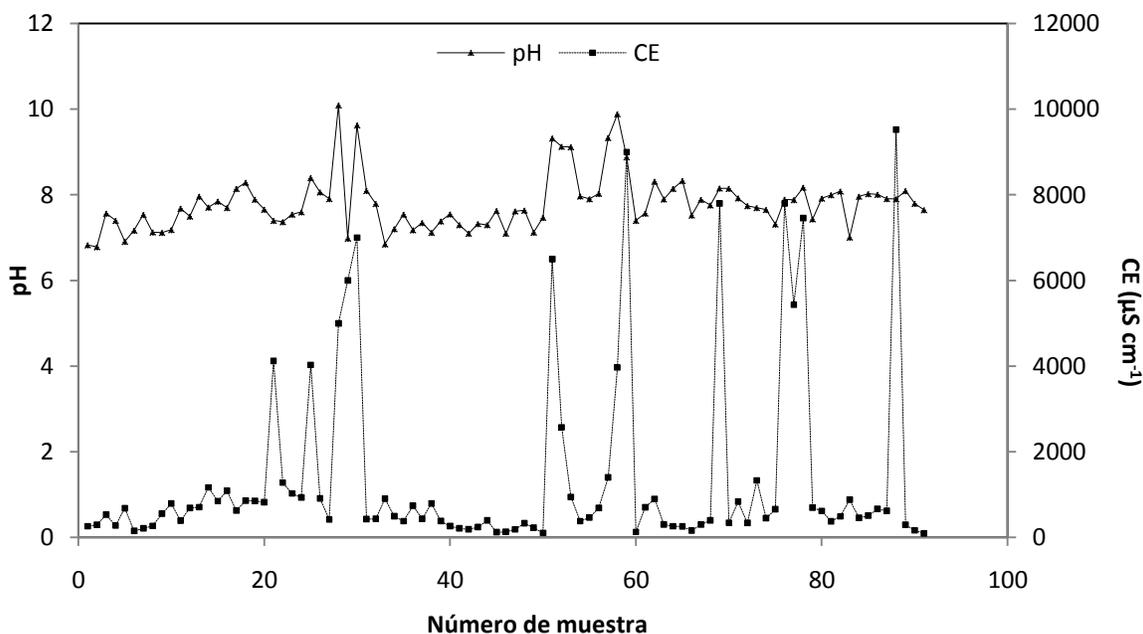


Figura 30. Conductividad eléctrica y pH medidos en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

En las aguas analizadas se encontraron valores de pH neutros y alcalinos, lo que sugiere que los metales pesados están menos disponibles puesto que un porcentaje importante se ha precipitado como hidróxidos insolubles, carbonatos y complejos orgánicos (Silveira *et al.*, 2003). Sin embargo, para el mercurio el cadmio y el plomo que sobrepasaron los límites máximos permisibles, se puede presuponer que se encuentran asociados en partículas suspendidas que se encuentran en las aguas mencionadas o que al igual que el As, Mo, Se y Cr tienden a estar más disponibles a pH alcalinos (Manziona and Merrill, 1989).

En la Figuras 31 y 32 se presentan los resultados de la concentración de metales pesados en las aguas superficiales muestreadas en 2009 y 2011 respectivamente.

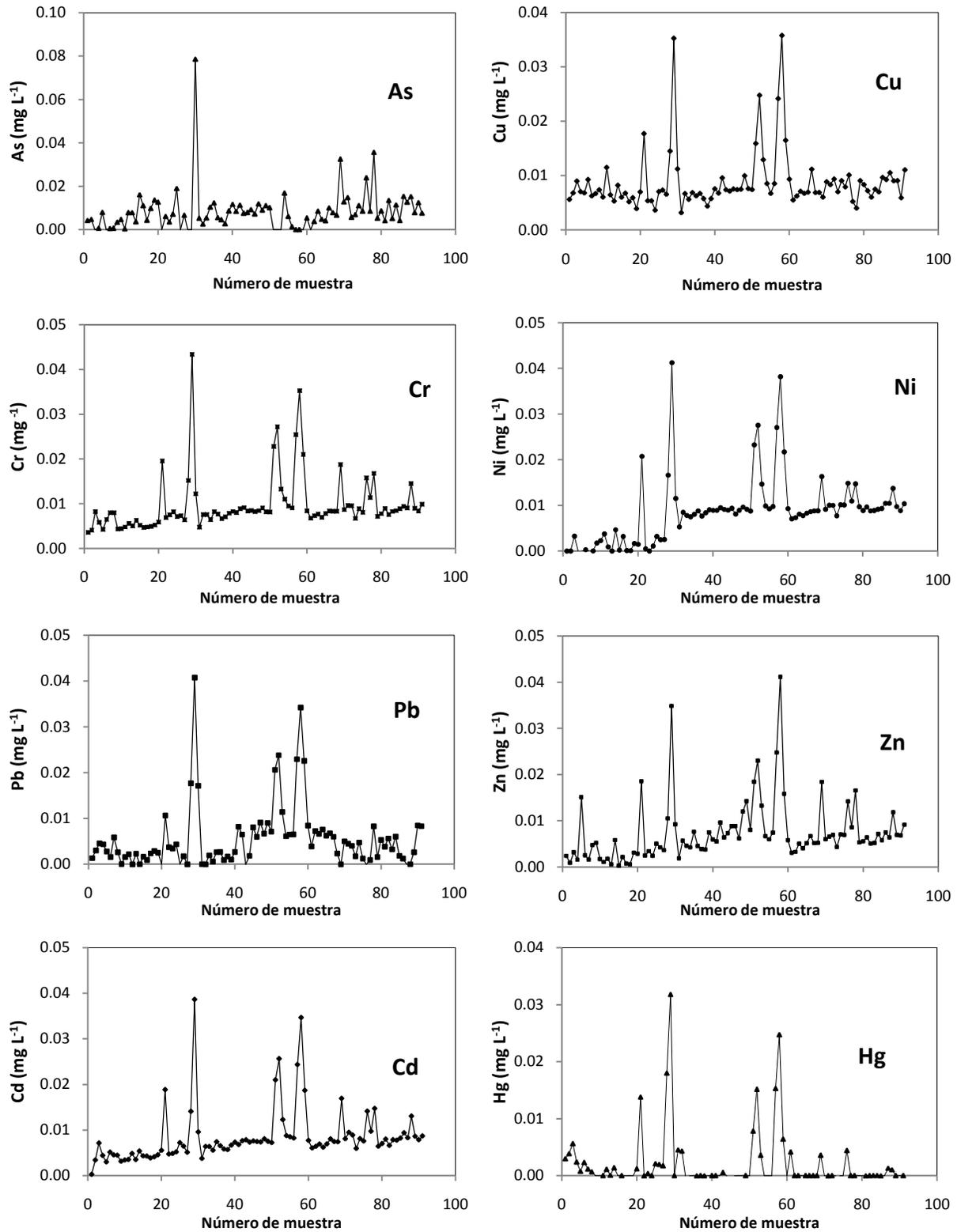


Figura 31. Concentración de metales pesados en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz (2009).

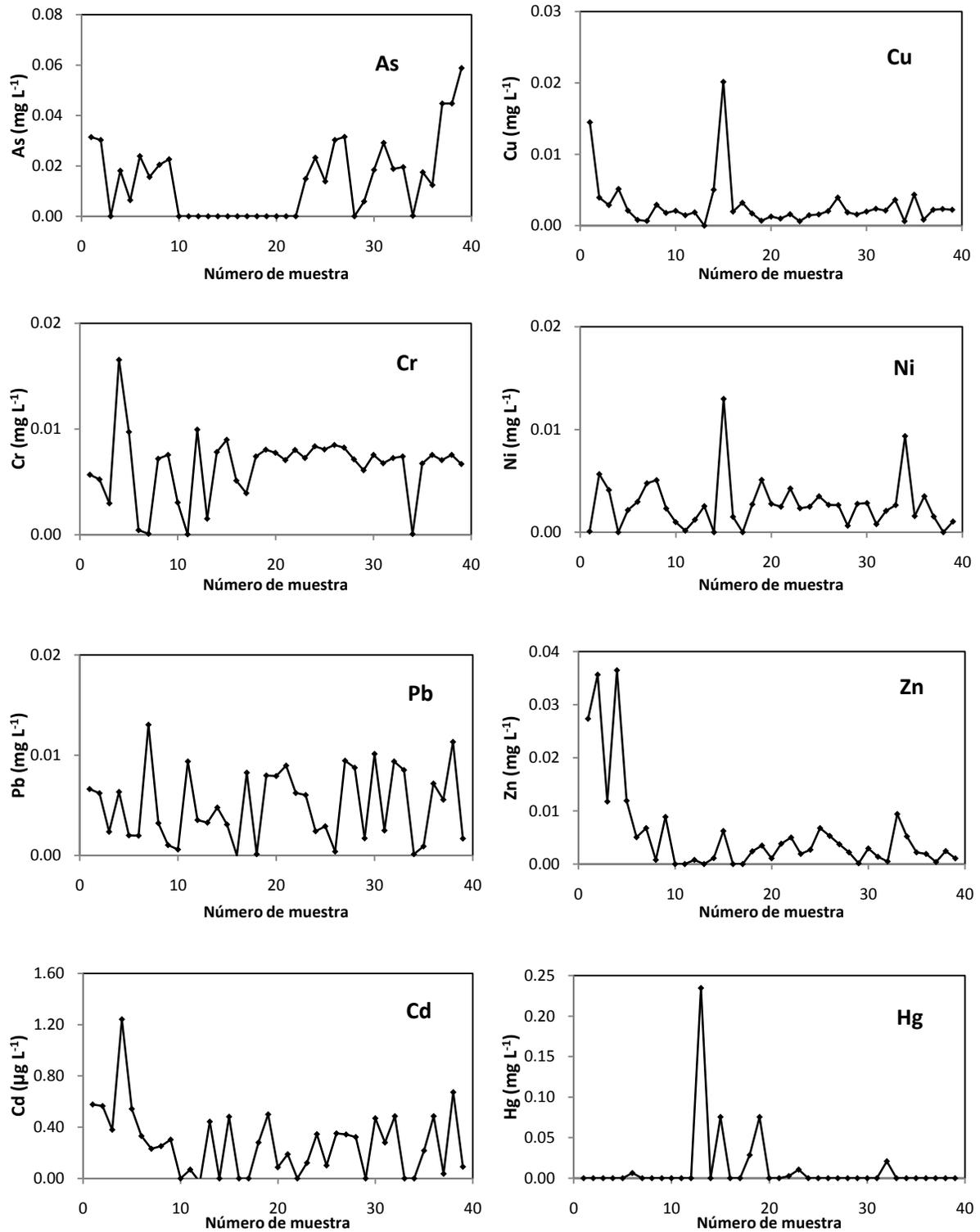


Figura 32. Concentración de metales pesados en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz (2011).

Al comparar los valores obtenidos con los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 (ECOL, 1997), solo uno de los ocho metales pesados totales analizados, rebasa dichos límites, tal es el caso del mercurio. De acuerdo con el promedio diario con los usos urbano y protección de vida acuática, 3 de las 91 muestras están por encima de  $0.01 \text{ mg L}^{-1}$  de mercurio. Para el criterio de EPA (1986), se encontró que 1%, 30%, 15% y 20% de las muestras analizadas supera el límite permisible para As, Pb, Cd y Hg respectivamente en el muestreo de 2009. Por otra parte en el muestreo de 2011, 2.56%, 77% y 12.8% de las aguas superaron el límite permisible para As, Pb y Hg, respectivamente.

Los sitios de muestreo que superaron los límites permisibles para uso urbano en la concentración de mercurio fueron, el río Tepeyahualco con  $0.0138 \text{ mg L}^{-1}$ , el arroyo de Salinas Zapotitlán con  $0.0180 \text{ mg L}^{-1}$  y el río Salado con  $0.0318 \text{ mg L}^{-1}$ , por lo que el agua de estos sitios representa riesgo en el uso urbano.

Con respecto al agua para uso de riego, las concentraciones de As y los metales totales determinados, están por debajo de los límites máximos permisibles, por lo que el agua puede ser utilizada sin riesgo en el riego agrícola de acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996 (ECOL, 1997). Sin embargo, de acuerdo con EPA (1986), se debe tener restricción de uso para el agua que superó los límites de concentración de As, Pb, Cd y Hg. En cuanto al criterio de SEDUE (1989), para el uso en riego agrícola, 13 de las 91 muestras de agua superaron el límite de  $0.01 \text{ mg L}^{-1}$  de Cd, los sitios de muestreo donde fueron tamadas dichas muestras son: río Tepeyahualco, Puebla; Arroyo en Zapotitlán Salinas, Puebla; manantial en Zapotitlán Salinas, Puebla; los lagos-crater Alchichíca, Atexcac, Quechulac, Tecuitlapa y La Preciosa, Puebla; Afluente al río Tuxpan, Veracruz y el río Pánuco, Veracruz. Mientras que las concentraciones para los otros metales se presentaron por debajo del límite máximo permisible, para riego, recreación y uso industrial.

Las concentraciones de As y Cu obtenidas, tanto para riego agrícola, como para uso doméstico y para consumo humano, están por debajo del límite permisible que establece la modificación de la NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000), sin embargo,

para el Hg cerca del 20% de los sitios rebasan los  $0.001 \text{ mg L}^{-1}$ ; para el Cd prácticamente 50% de las muestras analizadas excede los  $0.005 \text{ mg L}^{-1}$ , que es el límite permisible para este elemento; en cuanto al Pb, sólo 2% de los puntos de muestreo de 2009, ubicados en Zapotitlán Salinas, Puebla y el lago-cráter Tecuitlapa, Puebla, rebasan el límite permisible de  $0.025 \text{ mg L}^{-1}$ .

Aunque el límite permisible para consumo humano no fue un objetivo fundamental de esta investigación, es importante mencionarlo y tomar en cuenta los valores encontrados para los metales que superaron la concentración permitida, tanto para investigaciones futuras, como para la toma de decisiones en cuanto al uso del agua de los ríos que fueron analizados.

Gómez-Álvarez *et al.* (2004), encontraron valores superiores a los límites máximos permisibles para Pb en un afluente proveniente de una zona minera, aledaña al río San Pedro, Sonora, México, la concentración fue de  $0.30 \text{ mg L}^{-1}$ ; mientras que para el muestreo del presente estudio, el valor máximo de concentración para el mismo metal fue de  $0.03 \text{ mg L}^{-1}$ , esta gran diferencia de concentración se debe a que en zonas mineras los afluentes son contaminados con mayores cantidades de metales pesados por medio del agua residual, en contraste, la zona objeto de estudio no presenta actividad minera, si no, actividad agrícola, actividad industrial y urbanización.

Prieto *et al.* (2009) encontraron que a consecuencia de los incrementos de concentraciones de metales pesados en los suelos por prácticas inapropiadas, el aumento de la biodisponibilidad de los mismos para los múltiples cultivos ha estado causando fitotoxicidad y con ello están provocando un riesgo latente para la salud de animales y del hombres, sin embargo, para los ríos, manantiales y embalses estudiados en el presente trabajo, aún no existen riesgos importantes que perjudiquen la salud humana; excepto en algunos casos de exceso de As, Pb, Cd y Hg, encontrados en el agua de ríos cercanos a las descargas de agua residual.

## **7.10 Vías evolutivas geoquímicas de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz**

Durante el proceso de escurrimiento de corrientes fluviales a través de cuencas determinadas, la composición química de las diferentes aguas tiene variaciones, además de que en ciertos procesos de evaporación las soluciones acuosas que circulan en los ríos y manantiales tienden a adquirir composiciones químicas muy diversas, sin embargo, a pesar de que las composiciones químicas sean muy variadas, es posible predeterminar cuales serán las vías geoquímicas de evolución que estas aguas irán adquiriendo en un proceso de aumento de la concentración total electrolítica (Garrels y Mackenzie, 1967; Hardie y Eugster, 1970; Eugster y Hardie, 1978; Risacher y Alonso, 1996a; Risacher y Alonso, 1996b; Risacher *et al.*, 1999; Risacher y Fritz, 1991).

En un sistema trilineal de composiciones iónicas, tanto de cationes como de aniones, deben presentarse en forma de diagrama, todos los valores iónicos expresados en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  de todas las muestras de agua de los tres recorridos realizados (Figura 33), que se llevaron a cabo, durante la toma de muestras de las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

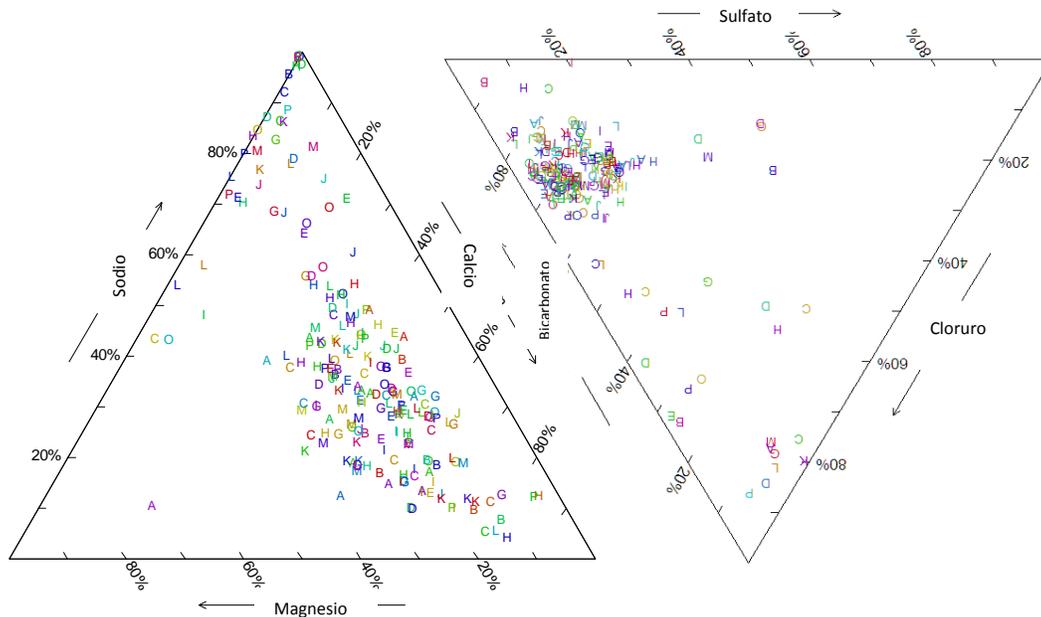


Figura 33. Composiciones químicas de las muestras de aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz.

Se puede observar que la mayoría de las muestras de agua son de composición bicarbonatada. Cuando se cuenta con una considerable cantidad de composiciones químicas de muestras de agua que han sido colectadas, como es el caso de los tres recorridos que en esta investigación se llevaron a cabo, es necesario que se proceda a graficar la relación  $\log \text{Na} \text{ (mmol L}^{-1}\text{)} - \log \text{Cl} \text{ (mmol L}^{-1}\text{)}$ . Esta forma de relacionar Na-Cl nos permite identificar aguas que por su composición y concentración están en total correspondencia con los procesos permanentes de intemperismo con las rocas de las diferentes cuencas que estas aguas atraviesan, y además, este tipo de gráfica nos permite conocer aguas de alta concentración, en donde, en cuyas aguas las sales de baja solubilidad ya se han precipitado, es por tanto entonces que, en este tipo de aguas en sus composiciones químicas predominarán las sales más solubles.

Al utilizar esta gráfica, nos permite identificar muestras de agua que tienen altas concentraciones, en donde ya en estas aguas se presenta la predominancia de cloruros (Figura 34).

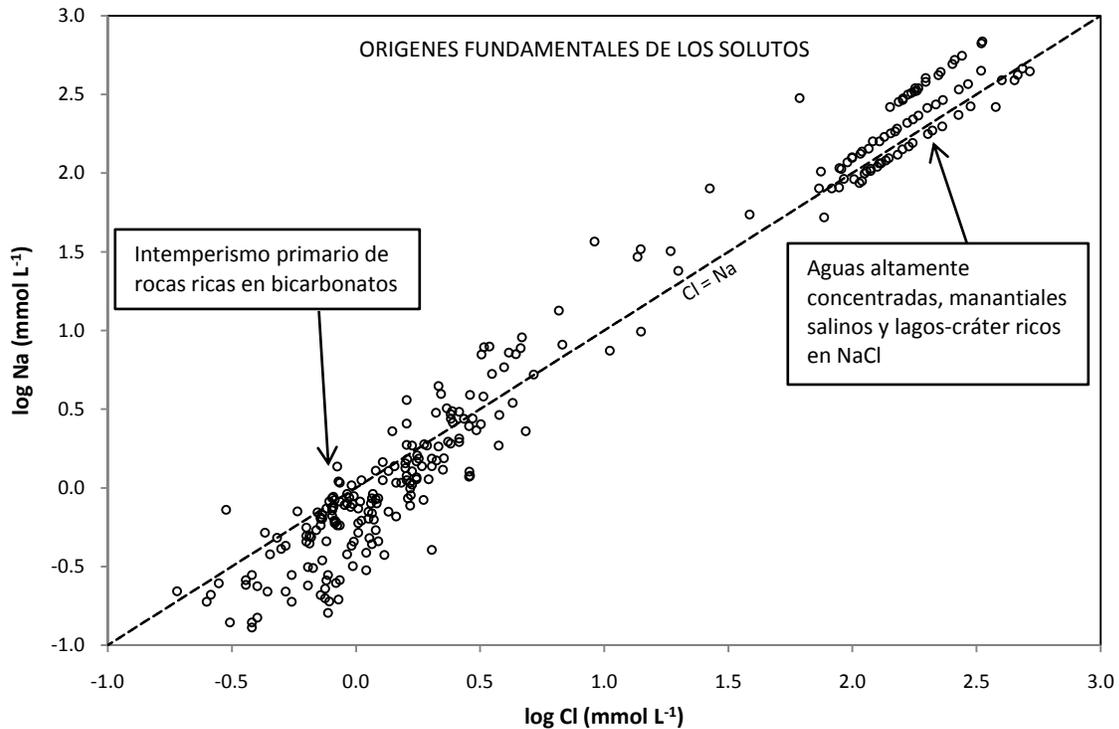
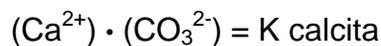


Figura 34. Concentraciones de sodio versus cloruro en las aguas que circulan en cuencas fluviales de escurrimiento y estancadas en los lagos-cráter.

El modelo de evolución de la composición química de las diferentes aguas, que se presenta a medida que aumenta la concentración conducirá inevitablemente a una precipitación de sales, que en su secuencia, estará totalmente en concordancia con los procesos de solubilidad de las diferentes sales solubilizadas en las soluciones acuosas.

El primer compuesto que casi siempre se precipitará debido a su baja solubilidad será el carbonato de calcio o calcita. El esquema de la precipitación de la calcita se presenta de acuerdo con el producto de las actividades de los iones calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), en la solución acuosa y este producto debe permanecer constante e igual al producto de la solubilidad de la calcita.



Dado que la calcita se precipita en intervalos de baja salinidad, los valores de las concentraciones pueden considerarse como valores de actividades, en una primera aproximación, entonces, debe quedar constante el valor del producto de las concentraciones del ión calcio  $\text{Ca}^{2+}$  y del ión carbonato  $\text{CO}_3^{2-}$ . Esto quiere decir que ambos iones no pueden concentrarse conjuntamente, de tal manera, que si la concentración de uno de estos iones aumenta, la concentración del otro ión debe forzosamente bajar. Esta situación particular define las dos vías fundamentales de evolución de las distintas aguas que en proceso de migración aumentan su concentración.

Si en la solución acuosa inicial se tienen más iones de calcio que iones carbonato, la solución acuosa al aumentar la concentración se enriquecerá con iones calcio y se empobrecerá de iones carbonato, manteniéndose el pH con valores menores de 8.4--9.0. Es la vía evolutiva geoquímica neutra. Por el contrario, si en la solución acuosa inicial se tiene una mayor concentración de iones de carbonato que iones de calcio, entonces se concentrará en la solución el ión carbonato y disminuirá como consecuencia la concentración de iones calcio, esta situación hace que se eleve el pH por encima del valor de 10.0. Esta es la vía evolutiva geoquímica alcalina que conduce a soluciones salinas del tipo Na- $\text{CO}_3$ -( $\text{SO}_4$ )-Cl.

Para iniciar con el primer proceso de precipitación de la calcita se debe tener en cuenta el concepto de alcalinidad y cómo se determina la alcalinidad. Una solución esencial sobre la determinación de la alcalinidad la presenta Stumm y Morgan (1970), y se establece como sigue:

$$\text{Alc} = 2(\text{CO}_3) + (\text{HCO}_3) + (\text{OH}) + (\text{silicatos}) + (\text{Boratos}) - \text{H}^+$$

En donde los paréntesis están indicando molaridad. En las interpretaciones de este trabajo de investigación, la alcalinidad (Alc), se consideró como la alcalinidad que se determina en los trabajos experimentales de laboratorio.

$$\text{Alc} = 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3] - [\text{H}^+]$$

Aquí las concentraciones están expresadas en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ .

La calcita es el primer mineral que comúnmente se precipita en las diferentes aguas que inician un determinado aumento de concentración. En la Figura 35, se presenta la relación  $\log \text{Ca}$  ( $\text{mmol L}^{-1}$ ) y  $\log (\text{Alc total})$  de las diferentes aguas de los tres muestreos, como se puede observar en la Figura 35, la gran mayoría de las aguas precipitarán a la calcita y tomarán por consiguiente la vía evolutiva de las aguas bicarbonatadas.

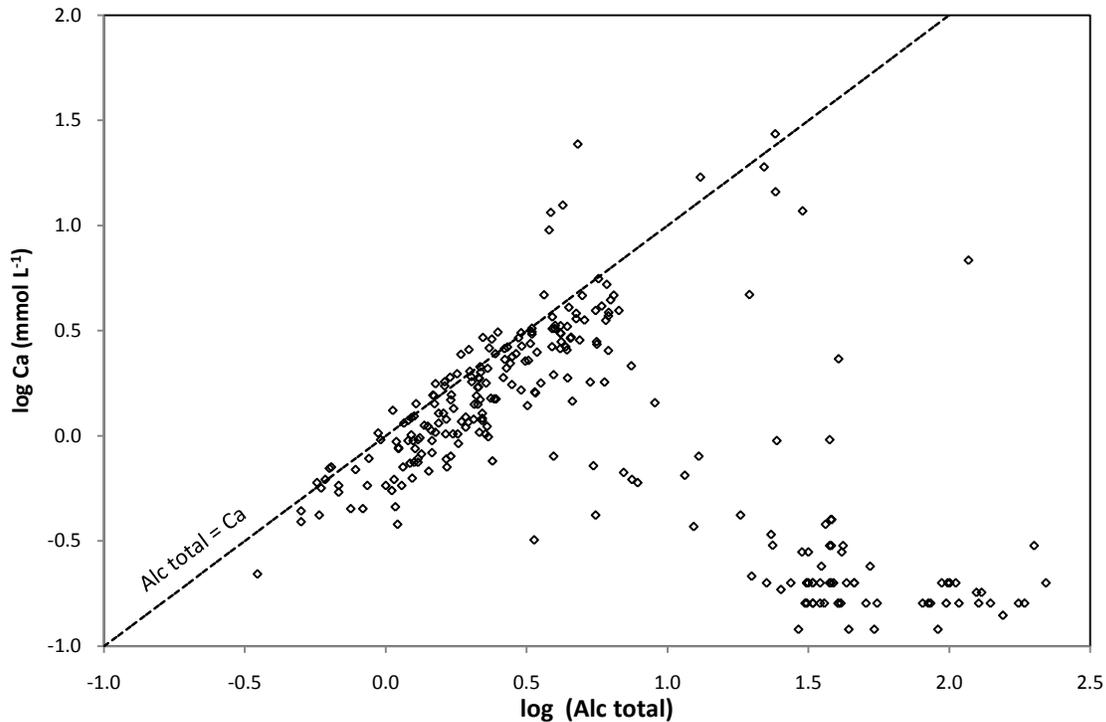


Figura 35. Concentración de calcio versus alcalinidad total en las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, de los muestreos de 2009, 2010 y 2011.

El efecto de la precipitación de las sales magnésicas sobre la evolución geoquímica de las diferentes aguas de los tres muestreos que durante los procesos de circulación aumentan de concentración, se puede observar en la Figura 36, en donde se gráfica  $\text{Ca} + \text{Mg}$  versus  $\text{Alc}$ . Las aguas cuya colocación se encuentra por debajo de la recta  $\text{Alc} = \text{Ca} + \text{Mg}$  seguirán la vía evolutiva geoquímica carbonatada hasta llegar a ser soluciones en carbonato de sodio.

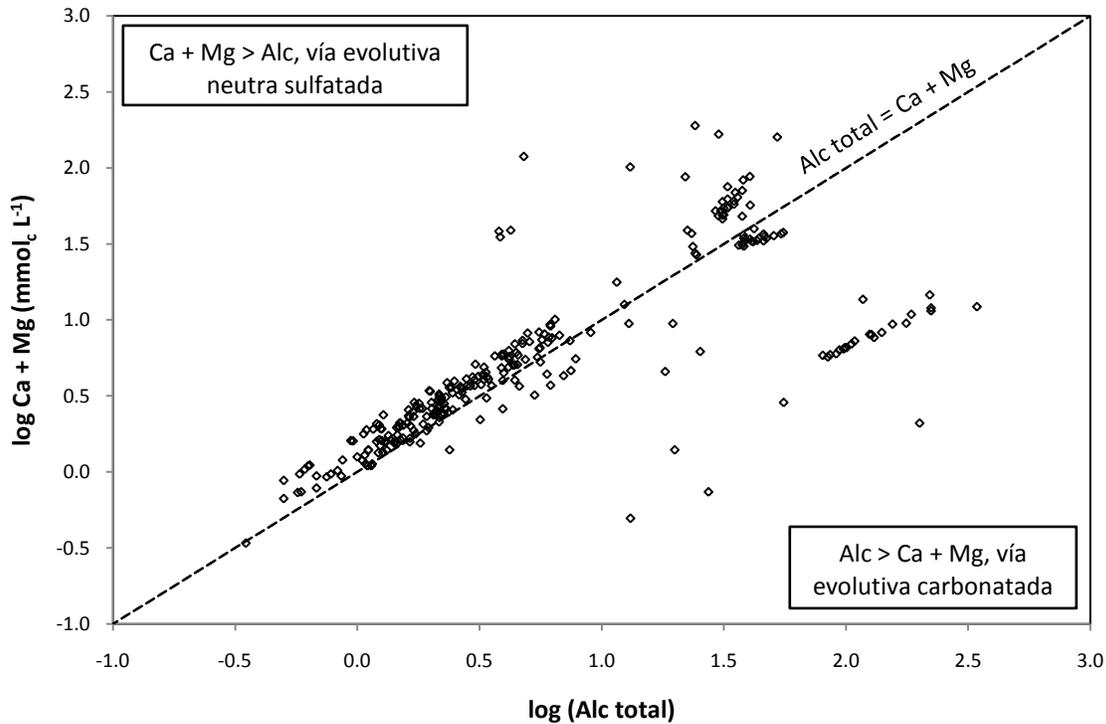


Figura 36. Relación de de concentraciones de Ca + Mg versus Alc expresados en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ , en las aguas de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011.

Por otra parte y continuando sobre el proceso sucesivo de aumento de las concentraciones en las aguas muestreadas en los tres recorridos, entonces enseguida se analizará el momento cuando en las soluciones se tiene el inicio de la precipitación del yeso por la vía inicial “neutra”  $\text{Ca}^{2+}$  aumenta o  $[\text{Ca}] > [\text{Alc}]$ .

En este punto las vías evolutivas son: a) vía evolutiva sulfatada neutra o bien, b) la vía evolutiva cálcica. En la Figura 37, se presenta la relación  $\log \text{Ca } \text{mmol}_c \text{L}^{-1} - \log \text{Alc} + \text{SO}_4 \text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ . Aquí se comparan las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  al principio de la precipitación del yeso.

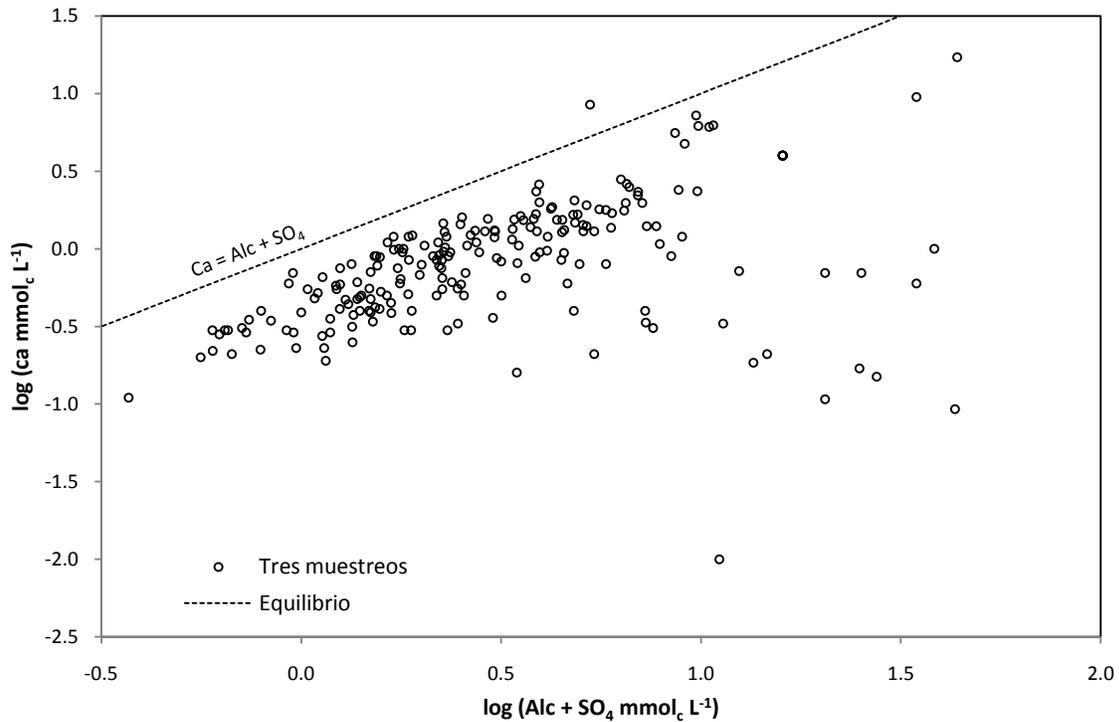


Figura 37. Concentraciones de Ca versus Alc + SO<sub>4</sub>, expresados en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> en las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de los muestreos realizados en 2009, 2010 y 2011.

Aquí se observa que la recta  $\text{Ca} = \text{Alc} + \text{SO}_4$  separa exactamente a las aguas que siguen la vía evolutiva cálcica de aquellas aguas que siguen la vía evolutiva sulfatada. Esto significa que la relación  $\text{Alc} + \text{SO}_4 / \text{Ca}$  del agua inicial nos permite determinar si una agua cualquiera seguirá la vía evolutiva cálcica o la vía evolutiva sulfatada neutra cuando precipite el yeso de las soluciones.

En general cuando se quiere determinar las vías evolutivas geoquímicas de las soluciones acuosas, que circulan en los cauces fluviales y que por causas transitorias se acumulan estas aguas en cuencas endorreicas, enseguida se presentan las siguientes relaciones (Risacher, 1996b).

$[\text{Alc}] > [\text{Ca}]$  y  $[\text{Alc}] > [\text{Ca}] + [\text{Mg}]$ , vía evolutiva geoquímica carbonatada.

$[Alc] > [Ca]$  y  $[Alc] < [Ca] + [Mg]$ , vía evolutiva geoquímica sulfatada alcalina directa.

$[Alc] < [Ca]$  y  $[Alc] + [SO_4] > [Ca]$ , vía evolutiva geoquímica sulfatada neutra.

$[Alc] < [Ca]$  y  $[Alc] + [SO_4] < [Ca]$ , vía evolutiva geoquímica cálcica.

Se puede decir en síntesis que el cálculo de solamente tres razones numéricas de los iones involucrados ( $Alc / Ca$ ,  $Alc / Ca + Mg$  y  $Alc + SO_4 / Ca$ ), expresados en  $mmol_c L^{-1}$  de cualquier agua, nos permite determinar su vía evolutiva geoquímica durante un proceso de aumento de su concentración.

Como consecuencia de las regularidades físico-químicas de los procesos de las vías evolutivas geoquímicas que siguen las aguas fluviales, efluencias de manantiales en sus aumentos de concentración debido a las precipitaciones de la calcita, silicatos, carbonatos de magnesio y yeso, se consideran cinco vías evolutivas geoquímicas (Risacher *et al.*, 1999).

1. *Vía carbonatada*: La precipitación de silicatos y/o carbonatos de magnesio, no logra desviar la evolución del agua debido a su alta proporción de carbonato y bicarbonato.
2. *Vía sulfatada directa*: La precipitación de silicatos y/o carbonatos de magnesio, cambia la vía evolutiva geoquímica carbonatada hacia una evolución salina sulfatada, pero sin precipitar el yeso.
3. *Vía sulfatada alcalina*: La solución empieza su evolución por la vía carbonatada, pero la precipitación de silicatos y/o carbonatos de magnesio corta esta vía, permitiendo al calcio concentrarse hasta llegar a la precipitación del yeso. En este punto, el sulfato predomina sobre el calcio y se llega a una solución salina sulfatada.
4. *Vía sulfatada neutra*: La solución empieza su evolución por la vía neutra, hasta llegar a la precipitación del yeso y después se sigue hacia la vía sulfatada.
5. *Vía cálcica*: La solución tiene siempre más calcio que sulfato y después de precipitar el yeso se lleva a una solución salina cálcica.

En la Figura 38, se presentan las vías evolutivas geoquímicas que siguen las aguas durante su proceso de aumento de su concentración.

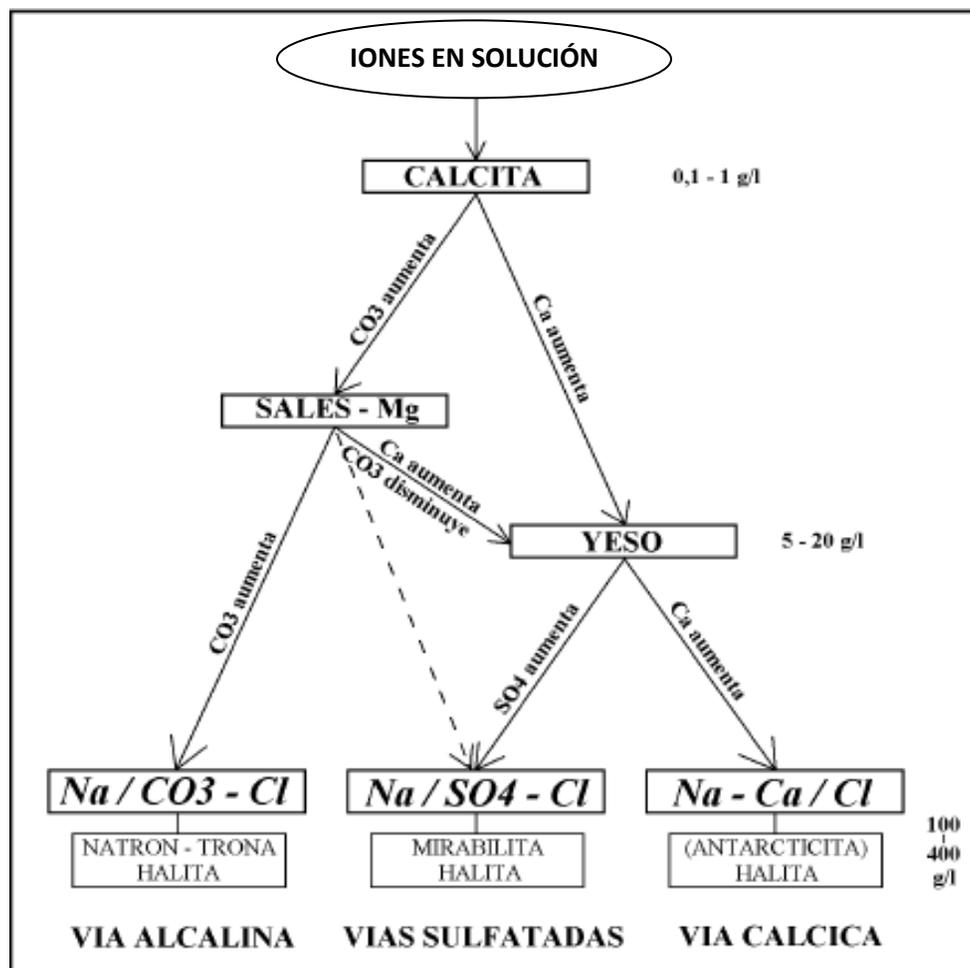


Figura 38. Diagrama de evolución de aguas durante el aumento de la concentración iónica (Hardie y Eugster, 1970).

### **7.11 Variaciones de las sales hipotéticas de las aguas salinas de los lagos-cráter de Alchichica, Atexcac y de un manantial de Zapotitlán Salinas, Puebla**

Con la finalidad de analizar y conocer como varían las concentraciones sucesivas de los diferentes iones: Ca, Mg, Na, K, CO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, Cl y SO<sub>4</sub>, de las aguas salinas de los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, y de un manantial salino de Zapotitlán Salinas, para este efecto, se sometieron a un proceso de evaporación, a todas estas aguas, a intervalos específicos de toma de muestras para su posterior análisis químico de los mencionados iones. Para todos los casos el número de muestras tomadas fue de 20.

Los resultados analíticos y de determinaciones de las sales hipotéticas de los procesos de evaporación de las aguas salinas del lago-cráter Alchichica se presentan en el Cuadros 43 y 44 y Figuras 39 y 40. Para una representación gráfica del comportamiento sucesivo de la evaporación se eligió el diagrama de Durov (Durov, 1948; Zaporozec, 1972), (Figura 41).

Cuadro 43. Composición iónica de los procesos de metamorfosis y evolución de las aguas del lago-cráter Alchichica, de la cuenca del Oriental, Puebla.

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup>	RSE	
			mmolc L <sup>-1</sup>					mmolc L <sup>-1</sup>						mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	
1	8.5	15850	0.30	39.50	107.80	6.70	154.30	10.00	32.00	88.50	21.20	151.70	1.45		9828.22	
			6.01	479.80	2479.40	261.60	300.00	1952.30	3138.60	1017.80					9635.50	
			0.15	19.70	107.80	6.70		5.00	32.00	88.50	10.60				270.50	
2	8.7	16410	0.40	35.70	117.40	7.60	161.10	8.00	30.00	95.40	24.10	157.50	1.96		10146.10	
			8.02	434.00	2700.70	295.20	240.00	1830.30	3381.80	1155.60					10045.60	
			0.20	17.80	117.40	7.60		4.00	30.00	95.40	12.00				284.40	
3	8.8	17010	0.40	34.10	125.20	7.30	167.00	6.20	32.00	99.50	26.50	164.20	1.43		10843.70	
			8.02	414.80	2878.50	286.60	186.00	1952.30	3529.30	1272.30					10527.80	
			0.20	17.10	125.20	7.30		3.10	32.00	99.50	13.20				297.60	
4	8.9	17510	0.40	32.00	126.60	7.90	166.90	6.10	32.00	99.50	26.50	164.10	1.44		10766.50	
			8.02	389.40	2912.00	308.50	183.60	1952.30	3529.30	1272.30					10555.40	
			0.20	16.00	126.60	7.90		3.10	32.00	99.50	13.20				298.50	
5	9.0	17590	0.38	30.60	133.10	7.60	171.68	6.40	30.00	107.50	24.90	168.80	1.49		10876.40	
			7.62	372.00	3061.50	298.30	192.60	1830.30	3810.50	1195.90					10768.70	
			0.19	15.30	133.10	7.60		3.20	30.00	107.50	12.50				309.40	
6	8.8	18040	0.30	30.20	137.60	8.00	176.10	6.20	32.00	109.20	26.00	173.40	1.39		11442.40	
			6.01	367.70	3165.50	312.40	185.40	1952.30	3870.50	1249.30					11109.10	
			0.15	15.10	137.60	8.00		3.10	32.00	109.20	13.00				318.20	
7	8.9	18700	0.30	30.80	143.20	8.40	182.70	7.60	30.00	115.90	26.50	180.00	1.26		11672.40	
			6.01	374.60	3294.10	326.50	228.00	1830.30	4111.20	1272.80					11443.50	
			0.15	15.40	143.20	8.40		3.80	30.00	115.90	13.30				330.20	
8	8.9	20420	0.20	33.00	157.40	9.40	200.00	12.00	34.00	120.80	29.60	196.40	1.53		12698.20	
			4.01	400.80	3665.10	365.60	360.00	2074.30	4282.50	1420.20					12572.50	
			0.10	16.50	159.40	9.40		6.00	34.00	120.80	14.80				361.00	
9	8.6	20500	0.20	33.50	157.30	9.50	200.50	6.80	32.00	128.50	29.70	197.00	1.47		12917.80	
			4.01	407.20	3617.20	371.10	204.00	1952.30	4557.30	1428.40					12541.50	
			0.10	16.70	157.30	9.50		3.40	32.00	128.50	14.90				362.40	
10	8.8	21580	0.28	32.40	168.40	10.00	211.08	7.60	34.00	134.30	31.50	207.40	1.53		13505.90	
			5.61	394.50	3874.10	389.40	228.00	2074.30	4762.30	1512.90					13241.10	
			0.14	16.20	168.40	10.00		3.80	34.00	134.30	15.80				382.60	
11	8.9	22530	0.16	32.90	176.90	10.60	220.56	7.20	34.00	142.20	33.30	216.70	1.52		13999.50	
			3.21	399.60	4114.50	414.10	216.00	2074.30	5041.70	1597.50					13860.90	
			0.08	16.40	178.90	10.60		3.60	34.00	142.20	16.60				402.40	
12	8.9	23210	0.16	33.80	182.40	10.80	227.16	8.40	32.00	148.30	34.50	223.20	1.54		14576.50	
			3.21	411.30	4195.70	422.70	252.00	1952.30	5260.10	1654.60					14151.90	
			0.08	16.90	182.40	10.80		4.20	32.00	148.30	17.20				411.90	
13	8.9	23920	0.20	33.10	189.80	11.10	234.20	9.20	34.00	151.20	35.60	230.00	1.56		14921.10	
			4.01	402.70	4365.40	434.40	276.00	2074.30	5362.30	1709.40					14628.50	
			0.10	16.60	189.80	11.10		4.60	34.00	151.20	17.80				425.20	
14	8.9	25870	0.12	34.40	206.70	12.30	253.52	8.00	36.00	165.90	38.60	248.50	1.72		15984.00	
			2.40	418.40	4753.20	480.50	240.00	2196.40	5883.20	1851.60					15825.70	
			0.06	17.20	206.70	12.30		4.00	36.00	165.90	19.30				461.50	
15	9.0	27280	0.20	36.60	217.70	13.00	267.50	12.00	34.00	175.00	41.10	262.10	1.72		17072.70	
			4.01	444.70	5006.20	507.50	360.00	2074.30	6206.60	1972.10					16575.40	
			0.10	18.30	217.70	13.00		6.00	34.00	175.00	20.50				484.60	
16	8.9	28550	0.04	35.40	229.80	13.60	278.84	10.40	36.00	183.90	43.70	274.00	1.54		17727.30	
			0.80	430.80	5286.30	533.30	312.00	2196.40	6519.70	2100.40					17379.70	
			0.02	17.70	229.80	13.60		5.20	36.00	183.90	21.90				508.10	
17	8.8	32810	0.08	34.40	270.30	16.30	321.08	11.20	36.00	216.70	51.30	315.20	1.55		20154.30	
			1.60	418.40	6215.80	636.50	336.00	2196.40	7684.20	2465.90					19954.80	
			0.04	17.20	270.30	16.30		5.60	36.00	216.70	25.70				587.80	
18	8.8	35010	0.16	35.60	289.40	17.60	342.76	10.60	40.00	230.80	55.10	336.50	1.57		22009.80	
			3.21	432.70	6656.90	687.40	318.00	2440.40	8185.60	2644.50					21368.70	
			0.08	17.80	289.40	17.60		5.30	40.00	230.80	27.50				628.50	
19	8.8	40300	0.12	36.70	337.40	20.70	394.92	12.20	42.00	268.10	64.90	387.20	1.70		25063.80	
			2.40	446.80	7760.70	810.20	366.00	2562.40	9506.80	3117.10					24572.40	
			0.06	18.40	337.40	20.70		6.10	42.00	268.10	32.50				725.30	
20	8.8	43400	0.16	37.40	365.60	22.40	425.56	13.40	42.00	291.90	69.70	417.00	1.74		26670.70	
			3.21	454.50	8409.50	877.00	402.00	2562.40	10352.20	3345.80					26406.60	
			0.08	18.70	365.60	22.40		6.70	42.00	291.90	34.80				782.20	

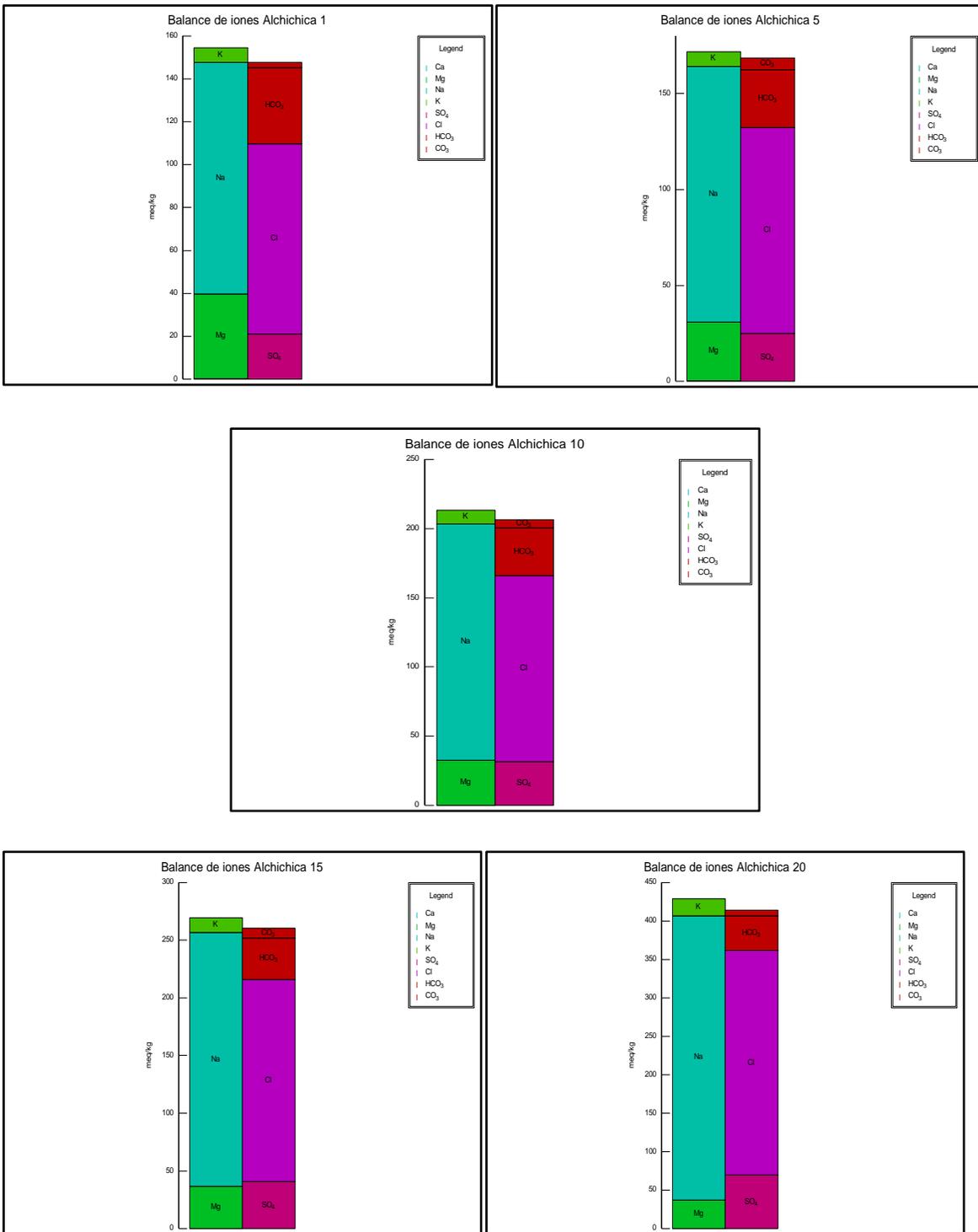


Figura 39. Diagrama de balance de iones de las aguas evaporadas del lago-cráter Alchichica.

Cuadro 44. Sales hipotéticas del proceso de evaporación y evolución de las aguas del lago-cráter Alchichica.

Muestra	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>							
	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	NaHCO <sub>3</sub>	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	KCl	NaCl	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	MgCl <sub>2</sub>	Suma
1	10.00	31.70	0.30	6.90	47.19	21.19	34.63	151.91
2	8.00	29.60	0.40	7.55	56.76	24.06	31.06	157.43
3	6.20	31.60	0.40	7.83	62.86	26.49	29.34	164.72
4	6.12	31.60	0.40	7.89	70.15	24.74	27.15	168.05
5	6.42	29.62	0.38	7.63	74.17	24.90	25.66	168.78
6	6.18	31.70	0.30	7.99	75.74	26.01	25.42	173.34
7	7.60	29.70	0.30	8.35	81.42	26.50	26.17	180.04
8	12.00	35.80	0.20	9.35	83.98	29.57	27.44	198.34
9	6.80	31.80	0.20	9.49	90.93	29.74	28.10	197.06
10	7.60	33.72	0.28	9.96	97.62	31.50	26.72	207.40
11	7.20	33.84	0.16	10.59	104.59	33.26	27.00	216.64
12	8.40	31.84	0.16	10.81	109.73	34.45	27.80	223.19
13	9.20	33.80	0.20	11.11	113.21	35.59	26.90	230.01
14	8.00	35.88	0.12	12.29	126.23	38.55	27.39	248.46
15	12.00	33.80	0.20	12.98	132.80	41.06	29.25	262.09
16	10.40	35.96	0.04	13.64	142.75	43.73	27.47	273.99
17	11.20	35.92	0.08	16.28	174.79	51.34	25.63	315.24
18	10.60	39.34	0.16	17.58	186.93	55.06	26.33	336.00
19	12.20	41.88	0.12	20.72	221.44	64.90	25.94	387.20
20	13.40	41.89	0.16	22.43	243.73	69.66	25.78	417.05

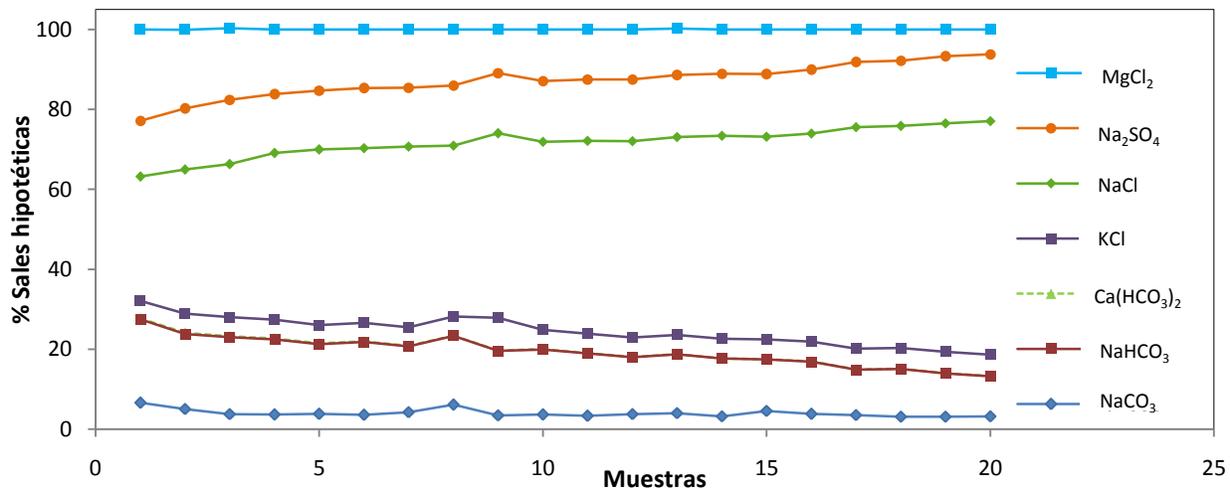


Figura 40. Sales hipotéticas expresadas en porcentaje, de las aguas evaporadas del lago-cráter Alchichica.

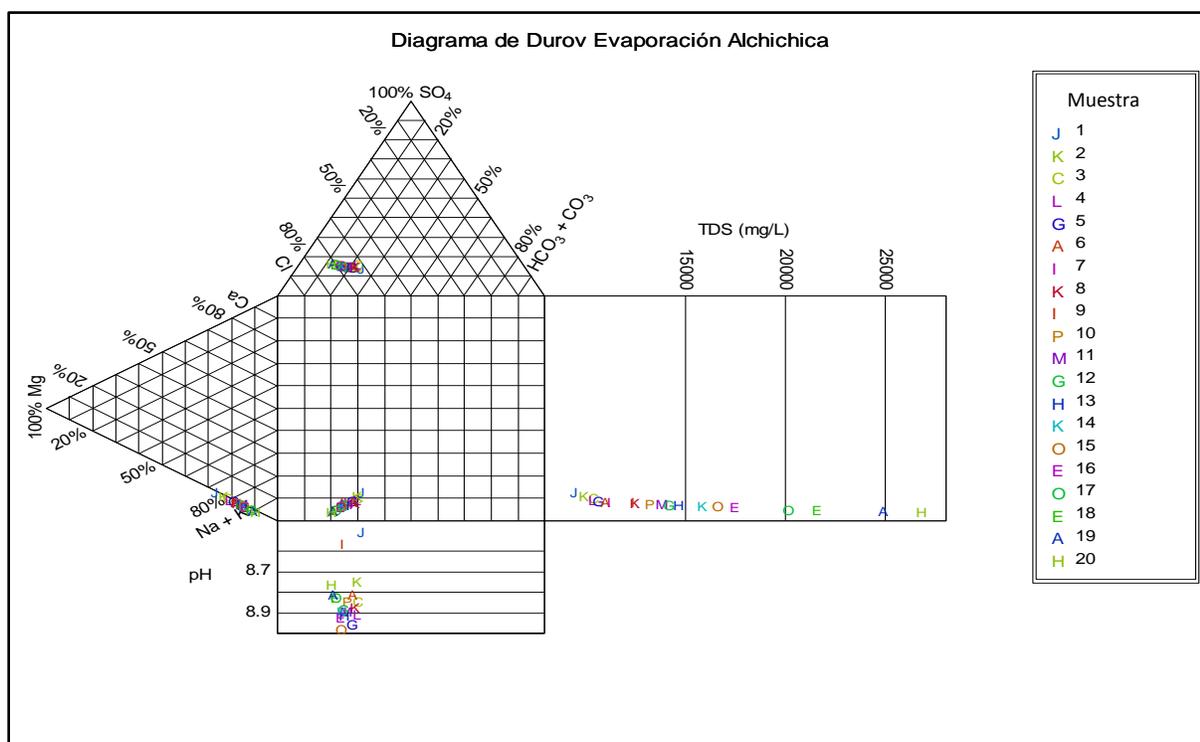


Figura 41. Diagrama de Durov, para las aguas del lago-cráter Alchichica.

Los resultados analíticos y determinación de las sales hipotéticas de las aguas salinas del lago cráter Atexcac, se presentan en los Cuadros 44 y 45 y Figuras 42 y 43. Para

una representación gráfica del comportamiento sucesivo de la evaporación se eligió el diagrama de Durov (1948), (Figura 44).

Cuadro 44. Composición iónica de los procesos de metamorfosis y evolución de las aguas del lago-cráter Atexcac, de la cuenca del Oriental, Puebla.

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup>	RSE
			mmolc L <sup>-1</sup>					mmolc L <sup>-1</sup>						mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
1	8.8	14260	0.20	46.10	89.90	2.70	138.90	7.20	24.00	101.30	4.50	137.00	1.32		8470.00
			3.20	560.70	2066.80	106.00		216.00	1464.20	3590.30	216.10			8223.30	
			0.10	23.10	89.90	2.70		3.60	24.00	101.30	2.30			247.00	
2	9.0	15270	0.30	48.10	97.50	2.90	148.80	10.00	20.00	111.80	4.90	146.70	1.38		8751.95
			5.60	585.40	2242.50	112.60		300.00	1220.20	3963.70	235.30			8665.30	
			0.10	24.10	97.50	2.90		5.00	20.00	111.80	2.50			263.90	
3	9.0	15680	0.20	48.60	101.20	2.90	152.90	9.20	22.00	113.80	5.00	150.00	1.80		9109.01
			4.00	590.50	2326.50	115.00		276.00	1342.20	4034.60	241.60			8930.40	
			0.10	24.30	101.20	2.90		4.60	22.00	113.80	2.50			271.40	
4	8.9	15770	0.30	49.00	101.50	3.00	153.80	7.60	24.00	118.30	5.10	155.00	0.79		9461.07
			5.60	595.20	2334.30	118.10		228.00	1464.20	4194.20	245.90			9185.50	
			0.10	24.50	101.50	3.00		3.80	24.00	118.30	2.60			277.80	
5	8.8	16450	0.20	52.00	101.00	3.30	156.50	6.80	24.00	118.30	5.10	154.20	1.39		9288.06
			3.20	632.00	2323.20	129.40		204.00	1464.20	4194.20	245.90			9196.10	
			0.10	26.00	101.00	3.30		3.40	24.00	118.30	2.60			278.70	
6	8.8	16760	0.10	52.00	108.20	3.40	163.70	7.20	22.00	125.90	5.50	160.60	1.82		9729.88
			2.40	632.40	2487.50	131.40		216.00	1342.20	4463.00	264.20			9539.10	
			0.10	26.00	108.20	3.40		3.60	22.00	125.90	2.80			292.00	
7	8.8	17380	0.20	54.60	110.60	3.60	169.00	6.80	26.00	128.10	5.80	166.70	1.33		10262.10
			3.20	664.10	2544.30	141.50		204.00	1586.30	4543.10	276.70			9963.20	
			0.10	27.30	110.60	3.60		3.40	26.00	128.10	2.90			302.00	
8	8.7	17620	0.20	54.60	113.60	3.60	172.00	6.80	26.00	130.40	5.80	169.00	1.70		10215.20
			3.20	664.10	2613.30	141.50		204.00	1586.30	4625.00	276.70			10114.10	
			0.10	27.30	113.60	3.60		3.40	26.00	130.40	2.90			307.30	
9	8.8	18130	0.20	54.40	118.70	3.70	177.00	9.60	22.00	136.30	6.10	174.00	1.69		10502.40
			4.00	661.40	2731.00	145.50		288.00	1342.20	4831.40	293.00			10296.50	
			0.10	27.20	118.70	3.70		4.80	22.00	136.30	3.10			315.90	
10	8.8	18840	0.20	57.40	122.60	3.90	184.10	8.80	26.00	139.80	6.30	180.90	1.63		11108.80
			4.00	698.30	2818.70	151.70		264.00	1586.30	4958.70	303.50			10785.20	
			0.10	28.70	122.60	3.90		4.40	26.00	139.80	3.20			328.70	
11	8.7	19790	0.20	59.80	129.30	4.20	193.50	7.20	24.00	152.10	6.80	190.10	1.70		11378.40
			4.00	726.70	2973.70	163.80		216.00	1464.20	5393.10	324.20			11265.70	
			0.10	29.90	129.30	4.20		3.60	24.00	152.10	3.40			346.60	
12	8.7	20930	0.20	60.30	139.90	4.40	204.80	6.80	28.00	159.00	7.20	201.00	1.77		12259.00
			3.20	732.90	3217.90	170.50		204.00	1708.30	5637.40	344.40			12018.60	
			0.10	30.10	139.90	4.40		3.40	28.00	159.00	3.60			368.50	
13	8.6	21740	0.20	62.00	144.90	4.60	211.70	6.80	26.00	168.30	7.50	208.60	1.44		12758.00
			4.00	754.20	3332.90	178.70		204.00	1586.30	5966.10	360.20			12386.40	
			0.10	31.00	144.90	4.60		3.40	26.00	168.30	3.80			382.10	
14	8.6	22760	0.20	64.00	152.60	5.00	221.80	6.00	30.00	174.70	8.00	218.70	1.37		13203.10
			3.20	778.20	3510.70	194.30		180.00	1830.30	6193.40	382.30			13072.40	
			0.10	32.00	152.60	5.00		3.00	30.00	174.70	4.00			401.40	
15	8.6	25530	0.20	68.80	174.90	5.60	249.50	7.20	28.00	201.40	9.00	245.60	1.55		14875.50
			4.80	837.00	4022.70	220.50		216.00	1708.30	7141.30	433.20			14583.80	
			0.10	34.40	174.90	5.60		3.60	28.00	201.40	4.50			452.50	
16	8.6	26700	0.20	70.90	184.60	6.00	261.70	7.60	30.00	209.70	9.60	256.90	1.77		15756.30
			4.00	862.30	4245.30	232.60		228.00	1830.30	7435.30	459.60			15297.40	
			0.10	35.50	184.60	6.00		3.80	30.00	209.70	4.80			474.50	
17	8.5	28360	0.20	75.20	195.10	6.50	277.00	4.80	28.00	229.70	10.30	272.80	1.48		16316.20
			4.00	914.60	4488.20	254.90		144.00	1708.30	8145.50	495.20			16154.70	
			0.10	37.60	195.10	6.50		2.40	28.00	229.70	5.20			504.60	
18	8.6	32960	0.20	83.20	231.30	7.80	322.50	6.00	32.00	266.80	12.20	317.00	1.62		19199.50
			4.00	1012.00	5318.80	306.20		180.00	1952.30	9461.80	587.90			18823.00	
			0.10	41.60	231.30	7.80		3.00	32.00	266.80	6.10			588.70	
19	8.5	36780	0.20	87.80	262.60	8.70	359.30	10.40	30.00	299.00	14.00	353.40	1.56		21493.30
			3.20	1067.80	6039.10	339.80		312.00	1830.30	10603.60	671.50			20867.30	
			0.10	43.90	262.60	8.70		5.20	30.00	299.00	7.00			656.50	
20	8.1	64000	0.20	159.20	439.10	28.40	626.90	16.40	36.00	517.30	45.50	615.20	1.76		36729.90
			4.80	1936.10	10100.00	1110.80		492.00	2196.40	18342.70	2183.40			36366.20	
			0.10	79.60	439.10	28.40		8.20	36.00	517.30	22.70			1131.40	

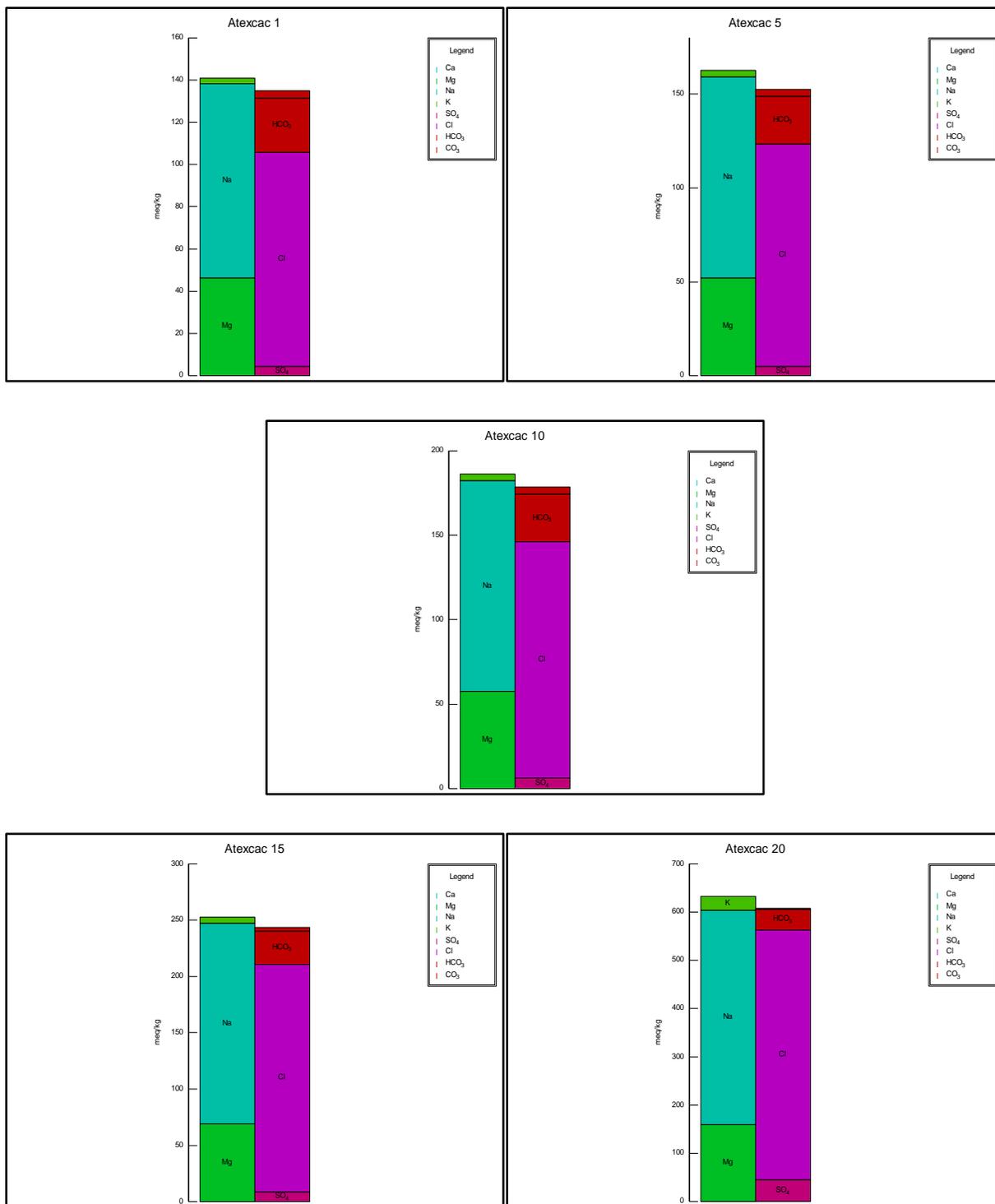


Figura 42. Diagrama de balance de iones de las aguas evaporadas del lago-cráter Atexcac.

Cuadro 45. Sales hipotéticas del proceso de evaporación y evolución de las aguas del lago-cráter Atexcac.

Muestra	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>							Suma
	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	NaHCO <sub>3</sub>	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	KCl	NaCl	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	MgCl <sub>2</sub>	
1	7.20	23.84	0.16	2.71	56.32	4.50	42.22	136.95
2	10.00	19.72	0.28	2.88	64.88	4.90	44.02	146.68
3	9.20	21.80	0.20	2.94	67.12	5.03	43.72	150.01
4	7.60	23.72	0.28	3.02	67.05	5.12	48.21	155.00
5	6.80	23.84	0.16	3.31	80.97	5.40	37.13	157.61
6	7.20	21.88	0.12	3.36	75.57	5.50	46.93	160.56
7	6.80	25.84	0.16	3.62	74.85	5.76	42.65	159.68
8	6.80	25.84	0.16	3.62	77.22	5.76	49.59	168.99
9	9.60	21.80	0.20	3.72	83.24	6.10	49.29	173.95
10	8.80	25.80	0.20	3.88	92.43	6.32	43.53	180.96
11	7.20	23.80	0.20	4.19	93.54	6.75	54.36	190.04
12	6.80	27.84	0.16	4.36	114.07	7.17	40.55	200.95
13	6.80	25.80	0.20	4.57	114.61	7.50	49.07	208.55
14	6.00	29.84	0.16	4.97	125.80	7.96	43.89	218.62
15	7.20	27.76	0.24	5.64	141.12	9.02	54.63	245.61
16	7.60	29.80	0.20	5.95	169.41	9.57	34.32	256.85
17	4.80	27.80	0.20	6.52	155.23	10.31	67.96	272.82
18	6.00	31.80	0.20	7.83	184.21	12.24	74.79	317.07
19	10.40	29.84	0.16	8.69	226.33	13.98	64.01	353.41
20	16.40	35.76	0.24	28.41	346.51	45.46	142.36	615.14

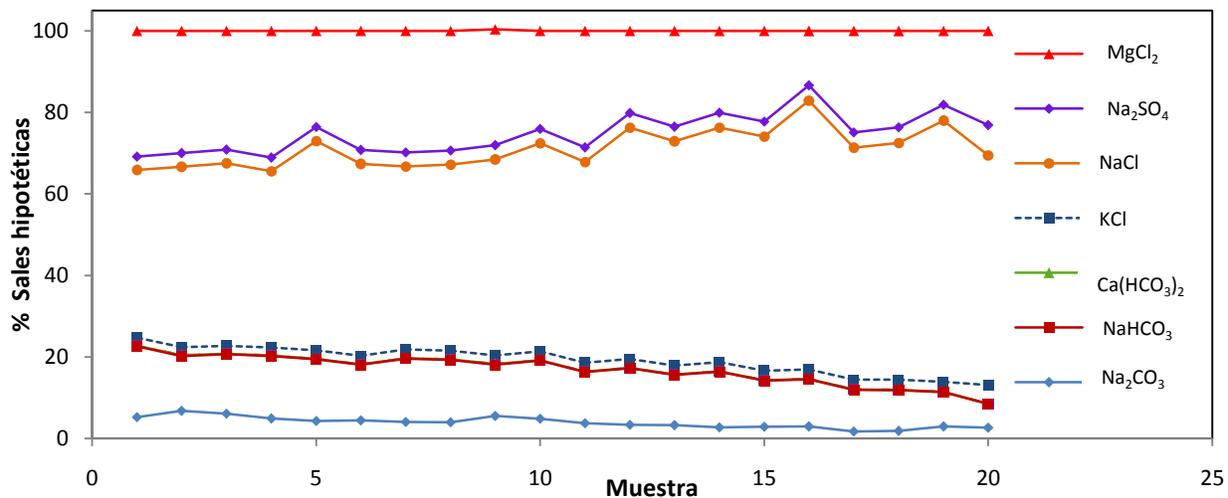


Figura 43. Sales hipotéticas, en porcentaje, de las aguas evaporadas del lago-cráter Atexcac.

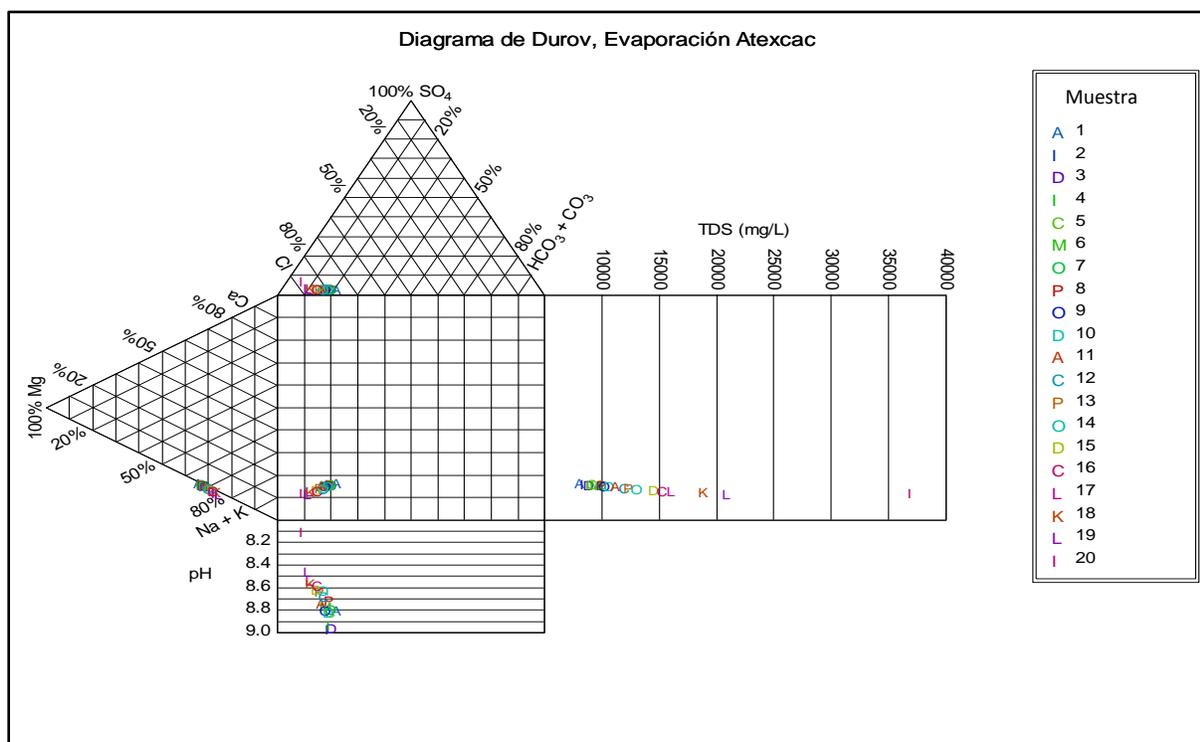


Figura 44. Diagrama de Durov, para las aguas del lago-cráter Atexcac.

Los resultados analíticos y determinación de las sales hipotéticas de las aguas salinas del manantial en Zapotitlán Salinas, 2010 y 2011, se presentan en los Cuadros 46, 47 y

48 y Figuras 45 y 46. Para una representación gráfica del comportamiento sucesivo de la evaporación se eligió el diagrama de Durov (1948), (Figura 47).

Cuadro 46. Composición iónica de los procesos de la metamorfosis y evolución de las aguas Zapotitlán Salinas 2010.

No	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup>	RSE
			mmolc L <sup>-1</sup>					mmolc L <sup>-1</sup>						mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
1	8.3	32970	1.00	9.30	306.30	9.00	325.60	14.00	71.00	171.00	61.20	317.20	1.30	21704.80	
			20.00	113.00	7041.90	351.90	420.00	4331.00	6062.00	2939.40	21279.20				
			0.50	4.70	306.30	9.00	7.00	71.00	171.00	30.60	600.10				
2	8.4	36200	0.10	9.90	337.30	10.20	357.50	15.40	81.10	183.80	67.30	347.60	1.40	24141.00	
			2.00	120.30	7757.90	398.80	462.00	4947.10	6516.40	3233.40	23437.90				
			0.10	5.00	337.30	10.20	7.70	81.10	183.80	33.70	658.90				
3	8.8	40800	0.10	11.40	379.90	11.50	402.90	18.30	88.20	212.80	72.40	391.70	1.40	26341.30	
			2.00	138.40	8738.60	449.70	549.60	5380.20	7342.70	3479.30	26080.50				
			0.10	5.70	379.90	11.50	9.20	88.20	212.80	36.20	743.60				
4	8.9	46800	0.10	12.40	436.10	13.60	462.20	24.90	105.80	236.80	83.20	450.70	1.30	30911.40	
			2.00	150.70	10029.80	531.80	746.40	6455.00	8394.90	3994.70	30305.30				
			0.10	6.20	436.10	13.60	12.40	105.80	236.80	41.60	852.60				
5	9	53500	0.10	15.30	496.30	16.70	528.40	28.80	115.00	274.70	96.40	514.90	1.30	35540.30	
			2.00	185.40	11414.70	653.00	864.00	7016.20	9737.80	4632.00	34505.10				
			0.10	7.60	496.30	16.70	14.40	115.00	274.70	48.20	973.00				
6	9.1	64300	0.10	20.00	593.00	21.90	635.00	33.30	139.50	320.50	124.30	617.60	1.40	45024.60	
			2.00	243.50	16638.30	856.30	999.00	8506.50	11361.10	5972.10	44578.80				
			0.10	10.00	593.00	21.90	16.70	139.50	320.50	62.20	1163.90				
7	9.2	97200	0.10	31.10	890.50	38.30	960.00	62.70	209.50	530.00	130.30	932.50	1.40	63306.70	
			2.00	377.40	20480.90	1497.10	1881.00	12776.00	18790.80	6260.20	62065.40				
			0.10	13.50	890.50	38.30	31.40	209.50	530.00	65.20	1778.50				

La composición iónica de la metamorfosis y evolución de las aguas del manantial de Zapotitlán Salinas 2010 se presenta en el cuadro anterior, de acuerdo a los datos, los iones predominantes son sodio y cloro, además de una cantidad importante del ión bicarbonato. Es sabido que la sal de esta región, obtenida por medio de pozos con aguas filtradas, presenta un alto contenido de carbonatos. Se trata principalmente de sales de sodio, resultado de corrientes subterráneas por formaciones marinas del Jurásico y Cretácico (Reyes, 1998).

Cuadro 47. Composición iónica de los procesos de la metamorfosis y evolución de las aguas del manantial de Zapotitlán Salinas, Puebla, 2011.

No	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Suma	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Suma	% error	mg L <sup>-1</sup>	RSE
			mmolc L <sup>-1</sup>					mmolc L <sup>-1</sup>						mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
1	8.3	27840	0.16	5.70	261.80	5.30	272.96	8.40	72.00	141.60	45.30	267.30	1.77		18506.20
			3.21	69.20	6020.90	207.60		252.00	4392.70	5021.50	2176.20			18143.30	
			0.08	2.80	261.80	5.30		4.20	72.00	141.60	22.70			510.50	
2	9.1	29920	0.16	5.50	280.90	5.90	292.46	18.40	66.00	153.30	49.80	287.50	1.44		19360.60
			3.21	67.40	6461.20	229.10		552.00	4026.70	5437.40	2391.90			19168.90	
			0.08	2.80	280.90	5.90		9.20	66.00	153.30	24.90			543.10	
3	8.9	30860	0.16	5.80	290.80	6.10	302.86	14.00	72.00	159.30	51.20	296.50	1.77		20517.50
			3.21	69.90	6687.50	238.10		420.00	4392.70	5647.40	2461.10			19919.90	
			0.08	2.90	290.80	6.10		0.10	2.90	290.80	6.10			599.80	
4	8.9	31600	0.12	5.90	297.70	6.40	310.12	15.20	76.00	159.70	53.10	304.00	1.68		20884.40
			2.40	71.40	6847.80	248.30		456.00	4636.80	5662.30	2549.90			20474.90	
			0.06	2.90	297.70	6.40		7.60	76.00	159.70	26.50			576.90	
5	8.9	33310	0.20	6.20	314.00	6.60	327.00	16.00	78.00	166.80	59.20	320.00	1.80		21771.50
			4.01	74.80	7222.70	257.30		480.00	4758.80	5914.40	2843.90			21555.90	
			0.10	3.10	314.00	6.60		8.00	78.00	166.80	29.60			606.20	
6	9.0	34100	0.16	6.30	320.60	6.70	333.76	17.60	80.00	172.40	56.70	326.70	1.82		22618.20
			3.21	76.40	7374.50	262.00		528.00	4880.80	6112.60	2721.90			21959.40	
			0.08	3.10	320.60	6.70		8.80	80.00	172.40	28.30			620.00	
7	8.9	34890	0.20	6.40	329.10	6.90	342.60	20.80	78.00	177.90	59.00	335.70	1.72		22891.50
			4.01	77.50	7569.80	268.60		624.00	4758.80	6306.60	2833.30			22442.60	
			0.10	3.20	329.10	6.90		10.40	78.00	177.90	29.50			635.10	
8	8.9	35270	0.20	6.40	331.80	6.90	345.30	20.40	80.00	181.50	56.70	338.60	1.67		22862.60
			4.01	77.30	7632.10	271.00		612.00	4880.80	6437.10	2721.90			22636.20	
			0.10	3.20	331.80	6.90		10.20	80.00	181.50	28.30			642.00	
9	8.9	36650	0.20	6.80	344.70	7.30	359.00	19.40	86.00	184.30	61.90	351.60	1.75		24343.60
			4.01	82.10	7928.30	284.60		582.00	5246.90	6536.00	2970.70			23634.60	
			0.10	3.40	344.70	7.30		9.70	86.00	184.30	30.90			666.40	
10	9.1	36600	0.16	7.10	343.60	7.60	358.46	24.40	84.00	178.70	64.20	351.30	1.68		24038.50
			3.21	86.50	7903.30	295.60		732.00	5124.80	6336.30	3085.40			23567.10	
			0.08	3.60	343.60	7.60		12.20	84.00	178.70	32.10			661.90	
11	9.1	40100	0.18	7.50	377.30	8.10	393.08	34.40	96.00	197.20	68.20	395.80	0.60		26506.70
			3.61	91.00	8677.70	315.50		1032.00	5857.00	6991.30	3276.10			26244.20	
			0.09	3.70	377.30	8.10		17.20	96.00	197.20	34.10			733.70	
12	9.1	42500	0.18	7.90	380.10	8.60	396.78	28.80	96.00	197.20	68.20	390.20	1.41		26950.40
			3.61	95.50	8742.80	335.10		864.00	5857.00	6991.30	3276.10			26165.40	
			0.09	3.90	380.10	8.60		14.40	96.00	197.20	34.10			734.40	
13	9.1	44200	0.16	7.80	417.00	8.60	433.56	29.20	98.00	221.80	75.40	424.40	1.79		28930.80
			3.21	95.30	9589.90	334.30		876.00	5979.00	7864.30	3621.50			28363.50	
			0.08	3.90	417.00	8.60		14.60	98.00	221.80	37.70			801.70	
14	9.2	46400	0.16	8.10	438.00	9.00	455.26	32.00	108.00	226.20	80.20	446.40	1.65		30248.10
			3.21	98.50	10073.10	352.70		960.00	6589.10	8021.40	3850.60			29948.60	
			0.08	4.10	438.00	9.00		16.00	108.00	226.20	40.10			841.50	
15	9.2	52000	0.14	9.20	490.70	10.50	510.54	37.20	118.00	252.50	91.80	499.50	1.82		34495.60
			2.81	112.10	11285.90	410.20		1116.00	7199.20	8955.10	4409.60			33490.90	
			0.07	4.60	490.70	10.50		18.60	118.00	252.50	45.90			940.90	
16	9.2	55200	0.16	9.40	520.60	11.10	541.26	44.40	132.00	257.50	96.10	530.00	1.75		36367.70
			3.21	114.10	11972.70	432.10		1332.00	8053.30	9132.00	4615.20			35654.60	
			0.08	4.70	520.60	11.10		22.20	132.00	257.50	48.00			996.20	
17	9.2	58800	0.16	10.80	553.30	12.50	576.76	43.60	141.70	275.60	103.70	564.60	1.78		38432.40
			3.21	130.70	12726.40	487.20		1308.00	8643.30	9771.40	4981.70			38051.90	
			0.08	5.40	553.30	12.50		21.80	141.70	275.60	51.90			1062.30	
18	9.3	70400	0.04	11.40	665.90	14.90	692.24	62.00	160.80	330.70	123.80	677.30	1.84		46739.60
			0.80	138.90	15315.90	581.80		1860.00	9809.20	11725.60	5946.10			45378.30	
			0.02	5.70	665.90	14.90		31.00	160.80	330.70	61.90			1270.90	
19	9.3	72700	0.06	11.90	684.30	16.70	712.96	66.40	156.50	333.00	141.90	697.80	1.78		47630.60
			1.20	144.90	15739.40	651.40		1992.00	9546.20	11807.10	6814.50			46696.70	
			0.03	6.00	684.30	16.70		33.20	156.50	333.00	70.90			1300.60	
20	9.2	112000	0.06	12.20	1042.50	46.40	1101.16	102.30	241.00	567.70	166.60	1077.60	1.86		72556.10
			1.20	148.00	23976.40	1814.20		3067.80	14701.00	20129.20	7999.90			71837.70	
			0.03	6.10	1042.50	46.40		51.10	241.00	567.70	83.30			2038.10	

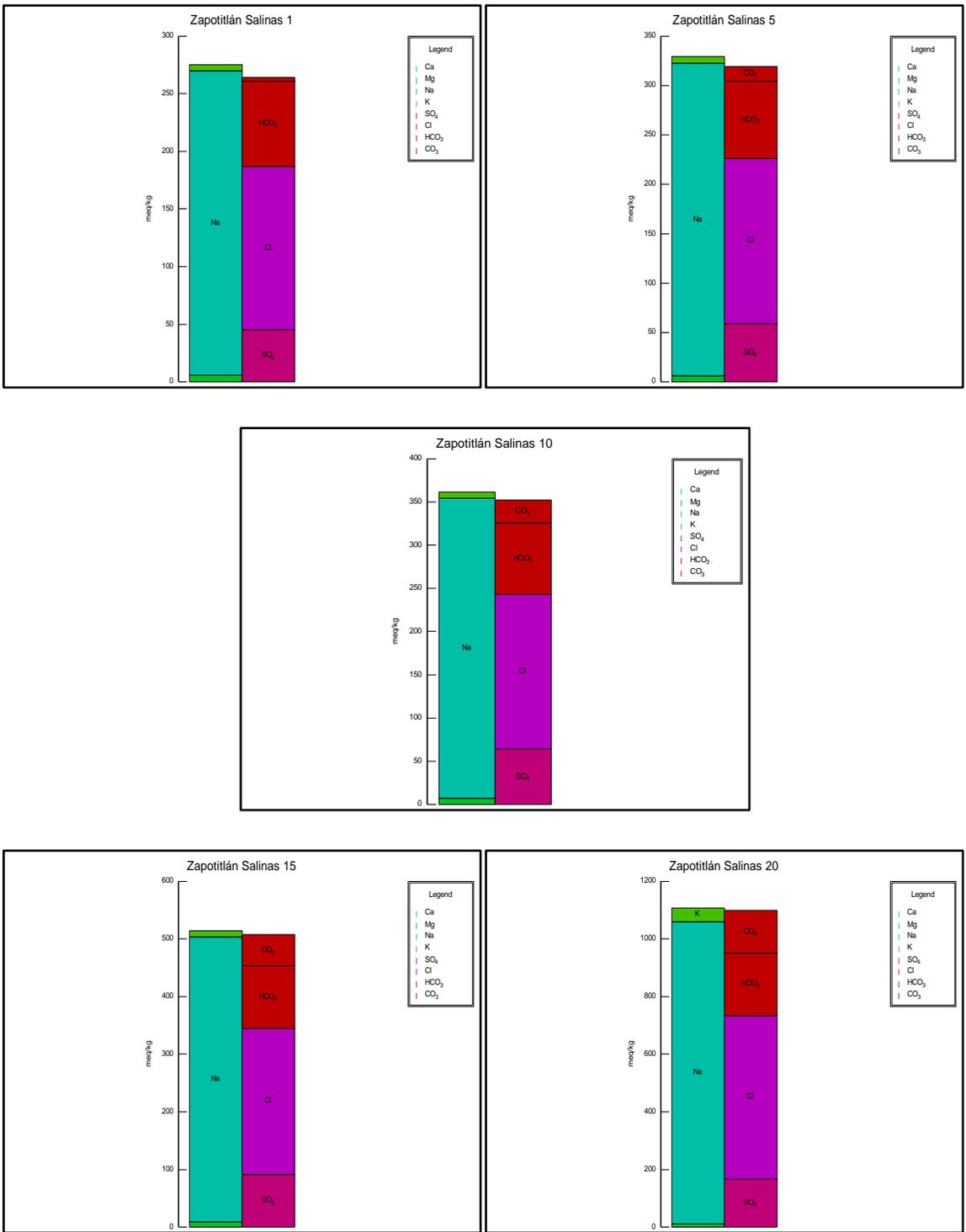


Figura 45. Diagrama de balance de iones de las aguas evaporadas de Zapotitlán salinas.

Cuadro 48. Sales hipotéticas del proceso de evaporación y evolución de las aguas del manantial de Zapotitlán Salinas.

Muestra	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>							Suma	
	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	NaHCO <sub>3</sub>	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mg(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	KCl	NaCl	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		
1	8.40	66.15	0.16	5.69	5.31	136.30	45.31	267.32	
2	18.40	60.30	0.16	5.54	5.86	147.48	49.80	287.54	
3	14.00	66.09	0.16	5.75	6.09	153.17	51.24	296.50	
4	15.20	↓ 70.01	↓	0.12	5.87	↓ 6.35	153.33	↓ 53.09	↓ 303.97
5	16.00	71.65	0.20	6.15	6.58	160.21	59.21	320.00	
6	17.60	73.56	0.16	6.28	6.70	165.68	56.67	326.65	
7	20.80	71.43	0.20	6.37	6.87	170.98	58.99	335.64	
8	20.40	73.44	0.20	6.36	6.93	174.60	56.67	338.60	
9	19.40	79.05	0.20	6.75	7.28	177.04	61.85	351.57	
10	24.40	76.73	0.16	7.11	7.56	171.13	64.24	351.33	
11	24.40	88.34	0.18	7.48	8.07	189.09	68.21	385.77	
12	28.80	87.97	0.18	7.85	8.57	202.63	72.14	408.14	
13	29.20	90.00	0.16	7.84	8.35	213.23	75.40	424.18	
14	32.00	99.74	0.16	8.10	9.02	217.19	80.17	446.38	
15	37.20	108.64	0.14	9.22	10.49	242.05	91.81	499.55	
16	44.40	122.46	0.16	9.38	11.05	246.48	96.09	530.02	
17	43.60	130.76	0.16	10.75	12.46	263.10	103.72	564.55	
18	62.00	149.32	0.04	11.42	14.88	315.79	123.80	677.25	
19	66.40	144.49	0.06	11.92	16.66	316.31	141.88	697.72	
20	102.96	228.72	0.06	12.17	46.40	521.26	166.56	1078.13	

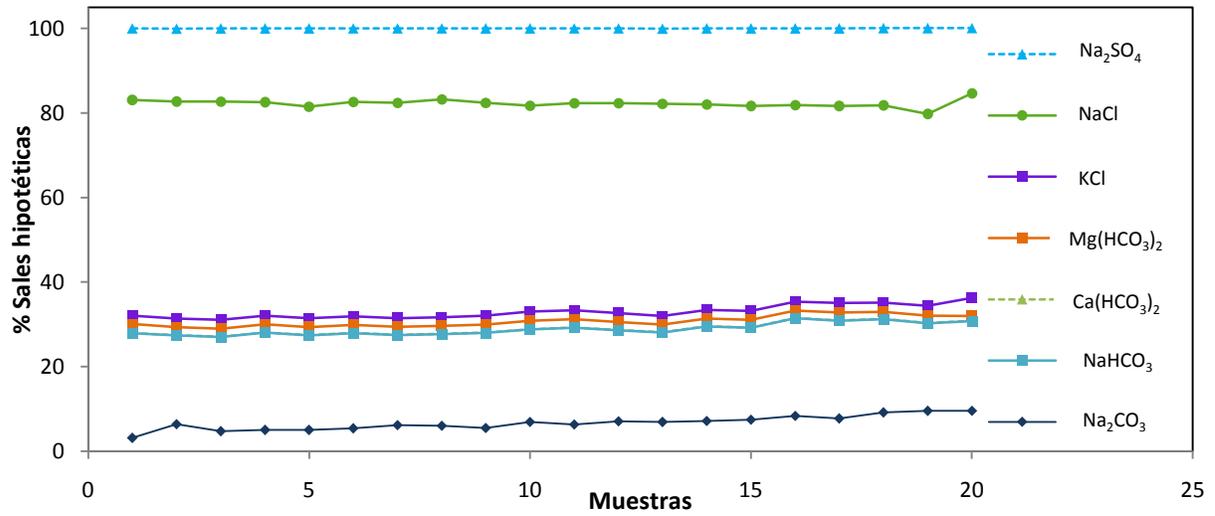


Figura 46. Sales hipotéticas, en porcentaje, de las aguas evaporadas de Zapotitlán Salinas.

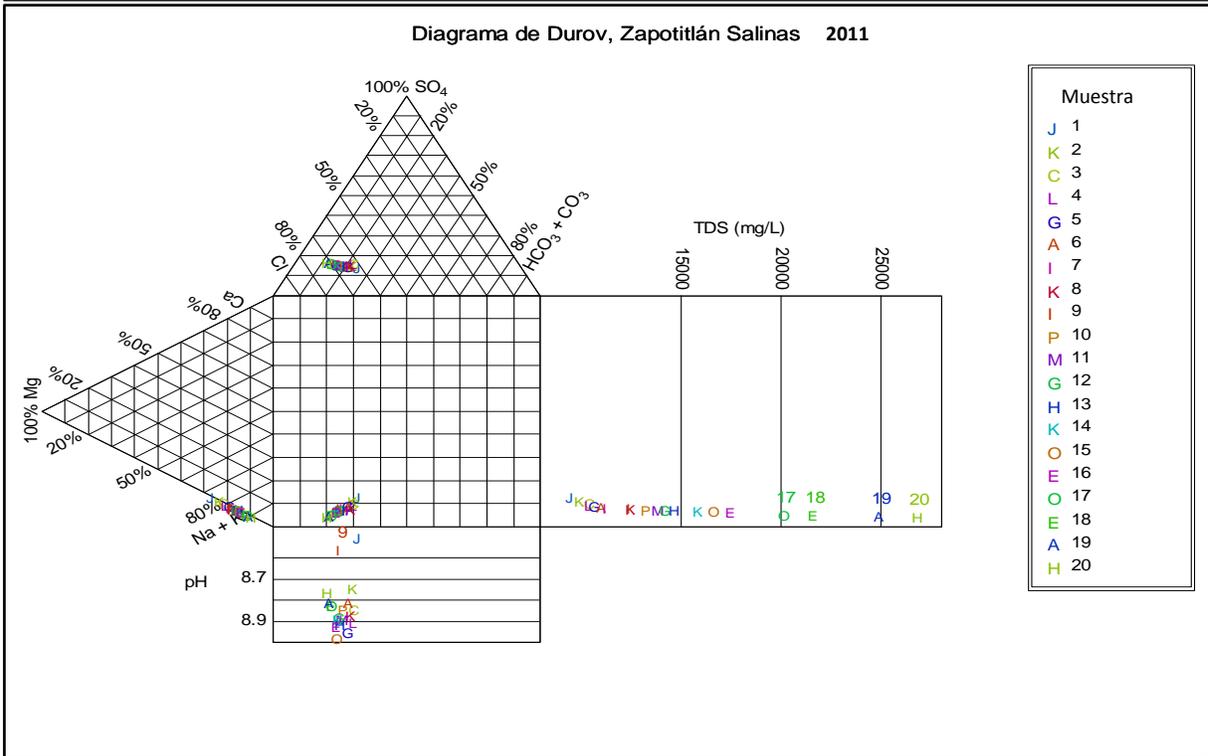
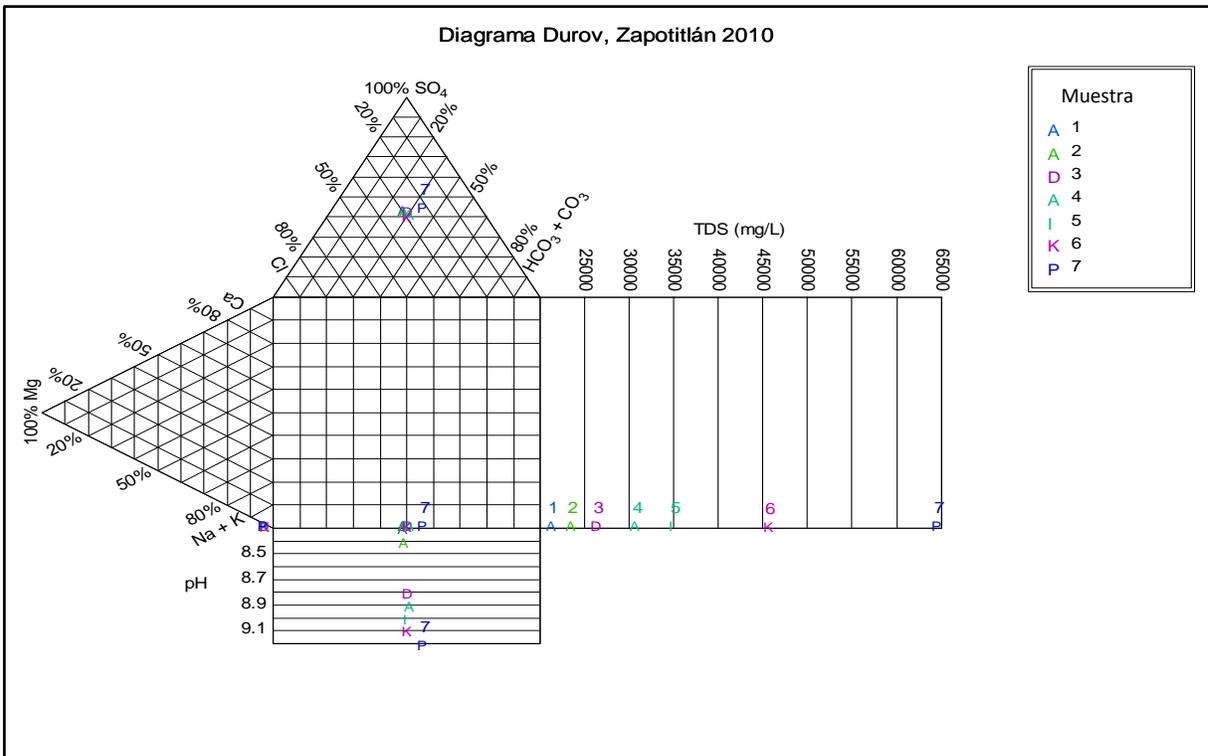
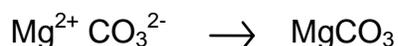
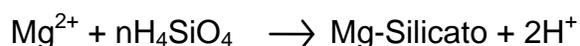


Figura 47. Diagrama de Durov, para las aguas de Zapotitlán Salinas, Puebla, 2010 y 2011.

En el Cuadro 44, de sucesión de las sales hipotéticas que se obtienen en cada proceso de evaporación, se observa que el cloruro de magnesio ( $MgCl_2$ ) disminuye. Este comportamiento de disminución del cloruro de magnesio a medida que aumenta a concentración, se debe a la precipitación parcial del magnesio con los compuestos del silicio y del ión carbonato.

La precipitación de las sales del ión magnesio se precipitan como sigue: Después de la precipitación de la calcita se precipitan los silicatos o carbonatos de magnesio; que son sales poco solubles. En la vía geoquímica alcalina, el aumento del pH induce la precipitación de silicatos de magnesio (Wollast *et al.*, 1968; Badaut y Risacher, 1983; Jones, 1986; Guven, 1988), según la reacción general siguiente:



En el Cuadro 49, se presentan los contenidos de  $SiO_2$  en las aguas de Alchichica, Atexcac y el manantial de Zapotitlán Salinas, Puebla, en 2011.

Cuadro 49. Concentración de silicio para las aguas del proceso de evaporación y evolución de las aguas de Alchichica, Atexcac y del manantial de Zapotitlán Salinas.

ALCHICHICA		ATEXCAC		ZAPOTITLÁN SALINAS	
Muestra	SiO <sub>2</sub> (ppm)	Muestra	SiO <sub>2</sub> (ppm)	Muestra	SiO <sub>2</sub> (ppm)
1	1.59	1	32.68	1	8.49
2	1.12	2	30.23	2	8.96
3	0.98	3	28.85	3	8.76
4	0.49	4	29.09	4	10.48
5	0.33	5	29.72	5	11.29
6	0.35	6	29.37	6	10.83
7	0.39	7	30.49	7	12.36
8	0.73	8	29.86	8	15.53
9	1.51	9	30.25	9	15.12
10	0.84	10	30.60	10	15.81
11	1.01	11	32.35	11	19.37
12	0.82	12	31.91	12	21.69
13	1.30	13	32.94	13	22.65
14	1.29	14	33.58	14	24.92
15	1.12	15	36.12	15	29.24
16	1.18	16	36.82	16	29.08
17	2.39	17	39.32	17	31.56
18	2.12	18	43.50	18	33.45
19	2.89	19	44.37	19	33.67
20	3.18	20	61.51	20	57.99

En la Figura 48, se presenta la dependencia del contenido de SiO<sub>2</sub> y del pH, en las soluciones secuenciadas (cada 50 mL) durante el proceso de evaporación realizado en 2011 con las aguas salinas de Alchichica, Atexcac, y las aguas del manantial de Zapotitlán, Puebla.

En las soluciones salinas que han evolucionado hacia la vía alcalina carbonatada, en estas aguas se presentan procesos de alta alcalinidad debido a los procesos de hidrólisis continua y permanente. Es necesario señalar que todas las aguas que circulan en la corteza terrestre poseen cantidades suficientes de moléculas orgánicas saturadas con iones de sodio.

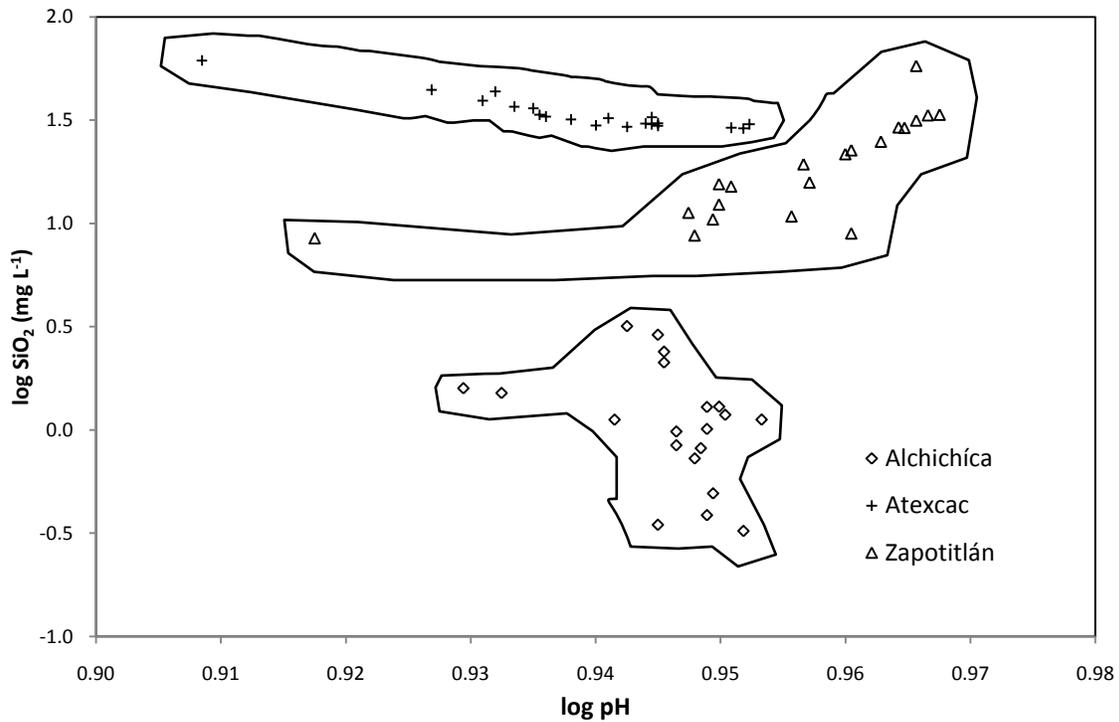


Figura 48. Contenido de silicio ( $\text{SiO}_2$ ) versus pH en las aguas salinas de los lagos-cráter de Alchichica y Atexcac, y el manantial de Zapotitlán, durante los procesos de evaporación sucesiva.

En la Figura 49, se presenta la dependencia de contenido de silicio en función del aumento de la concentración total electrolítica en las muestras de agua salina, obtenidas cada 50 mL durante el proceso de evaporación. Cabe mencionar que el contenido de silicio en las soluciones salinas corresponde a aquel que se mantiene en solución.

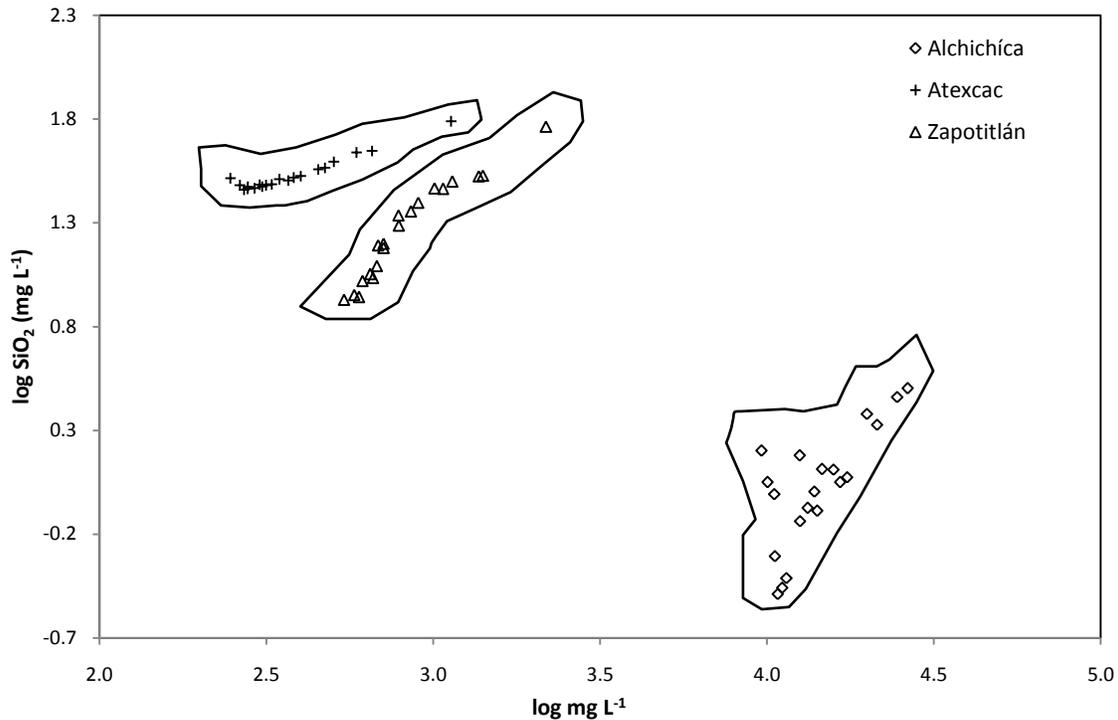
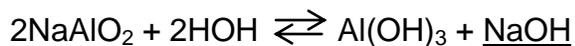
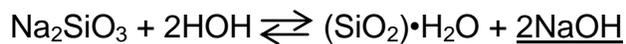
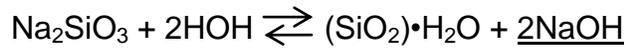


Figura 49. Contenido de silicio ( $\text{SiO}_2$ ) versus  $\text{mg L}^{-1}$  totales de las soluciones salinas secuenciadas cada 50 mL durante un proceso de evaporación de las aguas de Alchichica, Atexcac y Zapotitlán, Puebla.

Las reacciones alcalinas que mantienen una alta alcalinidad en las aguas salinas alcalinas se enlistan abajo (Kovda *et al.*, 1967; Ortega, 1983).



De todas estas reacciones alcalinas, aunque todas ellas tienen ocurrencia en las aguas salinas alcalinas carbonatadas, es necesario resaltar que la reacción de hidrólisis es la que mantiene al  $\text{SiO}_2$  en solución alcalina (Wollast *et al.*, 1968; Badaut y Risacher, 1983; Jones, 1986; Guven, 1988), es la siguiente:



Del análisis del contenido del  $\text{SiO}_2$  en función del pH en las soluciones salinas de las diferentes fuentes de agua, se puede concluir que el contenido de  $\text{SiO}_2$  en los lagos-cráter tiene su origen debido a procesos de hidrotermalismo residual que tiene lugar a partir de las explosiones volcánicas cuando se formaron estos cráteres (Yañez-García y García, 1982).

En el caso particular de las aguas salinas del manantial de Zapotitlán, se debe mencionar a este respecto que el sinnúmero de surgencias que se presenta en la zona de Zapotitlán se debe a evaporitas marinas sepultadas y a sedimentos salinos carbonatados que tuvieron su origen durante las explosiones volcánicas que levantaron la zona de Zapotitlán durante el Terciario (Calderón-García, 1958; Salas, 1949; Villada, 1905). Adicionalmente se debe mencionar que las aguas salinas de Zapotitlán deben su origen al paso de aguas pluviales a través de las rocas calizas sedimentarias de Zapotitlán.

## 8. CONCLUSIONES

1. Las aguas superficiales de los estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, poseen cantidades prevaletientes de bicarbonato. La concentración de  $\text{HCO}_3$  es de 1.2 a  $6.4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ .
2. Las aguas de Tlaxcala y parcialmente de Puebla presentan concentraciones bajas y moderadas de bicarbonatos, que se deben al intemperismo de rocas sedimentarias y lutitas. De origen ígneo: tobas y espesores basálticos y riolíticos de regiones del Eje Neovolcánico.
3. Las concentraciones relativas y prevaletientes de iones de calcio y de bicarbonato en las aguas de Veracruz se deben al intemperismo de calizas. Las concentraciones de calcio son de 1.8 a  $5.3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ .
4. Las aguas altamente salinas de los lagos-cráter de Alchichíca, Atexcac y del manantial de Salinas Chiquitas de Zapotitlán, Puebla, son altamente sódicas. Las sales que prevalecen son: Cloruro de sodio ( $\text{NaCl}$ ), sulfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) y carbonato de sodio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ).
5. Las aguas de los lagos-cráter de Quechulac ( $944 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), La Preciosa ( $2\ 571 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y de Aljojuca ( $1\ 400 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), son de composición sulfático-clorhídrico-bicarbonatadas.
6. De acuerdo con la relación funcional  $\text{mg L}^{-1} = faCE$ , las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz son bicarbonatadas. El coeficiente  $a=0.689-0.697-0.703$ .
7. En condiciones de equilibrio de estas aguas con prevalencia de bicarbonatos, de  $0.63$  a  $6.73 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , de baja concentración de  $191$  a  $1240 \mu\text{S cm}^{-1}$  y con un valor de RAS de  $5.0$  a  $10.0$ , los niveles de por ciento de sodio intercambiable son: para un coeficiente de selectividad iónica de  $K= 0.0140113$ ,  $\text{PSI}= 6.5-12.3$ .
8. El Carbonato de Sodio Residual (CSR), en las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz es  $<0.0$ . Esto significa que, en estas aguas se tienen suficientes cantidades de  $\text{Ca} + \text{Mg}$  para neutralizar los  $\text{CO}_3 + \text{HCO}_3$ .
9. Las cantidades de fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) fueron de  $0.1$  a  $1.5 \text{ mg L}^{-1}$ ; de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) fue de  $0.2$  a  $5.0 \text{ mg L}^{-1}$  y los contenidos de boro fueron de  $0.02$  a  $120 \text{ mg L}^{-1}$ .

10. De acuerdo con la clasificación hidrogeoquímica, establecida por Piper, las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz de baja concentración son cálcico-bicarbonatadas.
11. Los contenidos de los metales pesados totales en las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz, fueron: As = 0.001-0.08 mg L<sup>-1</sup>; Cu = 0.001-0.04 mg L<sup>-1</sup>; Cr = 0.005-0.045 mg L<sup>-1</sup>; Ni = 0.001-0.042 mg L<sup>-1</sup>; Hg = 0.001-0.03 mg L<sup>-1</sup>. Los metales As, Pb, Cd y Hg sobrepasaron los límites permisibles de acuerdo con SEDUE (1989), la NOM-001 y EPA (1986).
12. Los altos contenidos de As, Pb, Cd y Hg que se observan en las aguas de las surgencias de Zapotitlán, se deben a yacimientos de evaporitas de antiguos mares Mesozóicos, a su vez la presencia de éstos metales en las aguas de los lagos-cráter se debe al hidrotermalismo durante las explosiones freatomagmáticas.
13. La gráfica geoquímica logNa-logCl expresadas en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, de muestras de agua de variadas composiciones, permite delimitar aguas bicarbonatadas de baja concentración de aquellas aguas de alta concentración ricas en cloruros.
14. En las aguas de los lagos-cráter de Alchichica, Atexcac y del manantial de Salinas Chiquitas de Zapotitlán, los contenidos de silicio (SiO<sub>2</sub>) después de un proceso de evaporación, son altos: Alchichica de 0.32 a 3.2 mg L<sup>-1</sup>; Atexcac de 25.11 a 63.0 mg L<sup>-1</sup>; Zapotitlán de 6.3 a 60 mg L<sup>-1</sup>. Estos valores de SiO<sub>2</sub> se deben a pH altos de 9 a 10.

## 9. RECOMENDACIONES

Si se considera que actualmente se está recurriendo al uso en el riego agrícola de toda agua disponible, a excepción de aguas de alta concentración, a este respecto se recomienda que cuando se trate de hacer estudios básicos de caracterización físico-química de un gran conjunto de aguas superficiales y clasificarlas desde el punto de vista geoquímico, los parámetros que deben considerarse son:  $\log\text{Ca}-\log\text{Alc}$ ;  $\log\text{Ca}+\text{Mg}-\log\text{Alc}$ ;  $\log\text{Ca}-\log\text{Alc}-\text{SO}_4$  y  $\log\text{Na}-\log\text{Cl}$ .

## 10. LITERATURA CITADA

- Abbas, S. T., M. Sarfraz, S. M. Mehdi, G. Hassan and Obaid-Ur-Rehman. 2007. Trace elements accumulation in soil and rice plants irrigated with contaminated water. *Soil and Tillage Research*. 94:503-509.
- Agarwal, S.k. 2009. *Heavy Metal Pollution*. APH Publishing. 270 pp.
- Aguilera, J.G. 1906. Excursión de Tehuacan a Zapotitlán et San Juan Raya: México, D.F. *Cong. Geol. Internal.*, 10. Libro Guía de excursion 7, 27 p.
- Akhter, J., R. Murray., K. Mahmood., K. A. Malik and S. Ahmed. 2004. Improvement of degraded physical properties of a saline-sodic soil by reclamation with Kallar Grass (*Leptochlos fusca*). *Plant and Soil*. 258:207-216.
- Amezketá, E. 2007. Use of an electromagnetic technique to determine sodicity in saline-sodic soils. *Soil Use and Management*. 23:278-285.
- Amrhein, C. and D. L. Suarez. 1991. Sodium-calcium exchange with anion exclusion and weathering corrections. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:698-706.
- APHA. 1995. Standard methods for examination of water and wastewater. APHA (American Public Health Association), WWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation), Washington D.C., USA. 1035 pp.
- Arora, Y. and N., T. Singh. 1980. Effect of amount of leaching water and method of calcium application on the reclamation of a saline sodic soil. *J. Indian Sc. Soil Sci.* 28(2):219-222.
- Arredondo, F.J., L. Borrego, R., Castillo y M. Valladolid. 1983. Batimetría y morfometría de los lagos "maars" de la Cuenca de Oriental, Puebla, México. *Biótica*: 8(1)31-47.

- Ayers, R. S. y D. W., Westcot. 1987. La calidad del agua y su uso en la agricultura. Estudio FAO, Riego y Drenaje 29 Rev. 1. Trad. al español por J. F. Alfaro de: Water quality and use in agriculture.
- Badaut, D. y Risacher F. 1983. Authigenic smectite on diatom frustules in Bolivian saline lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 47:363-375.
- Baccaro, K., M. Degorgue M., M. Lucca M., L. Picone, E. Zamuner y Y. Andreoli. 2006. Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. *Revista de Investigación Agropecuaria (RIA).* 35(3):95-110.
- Basta, N.T. and Tabatabai, M. A. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. *Soil Sci.* 153:195-204.
- Beletse, Y. G., J. G. Annandale., J. M. Steyn., I. Hall and G. J. Levy. 2008. Can crops be irrigated with sodium bicarbonate Rich CBM deep aquifer water? Theoretical and field evaluation. *Ecol. Eng.* 1-11.
- Benson, S. W. 2007. Cálculos químicos. Una introducción al uso de las matemáticas en la química. Limusa. México. pp. 125-133.
- Bhardwaj, A. K., U K. Mandal, A. Bar-Tal, A. Gilboa and G. J. Levy. 2008. Replacing saline-sodic irrigation water with treated wastewater: Effects on saturated hydraulic conductivity, slaking and swelling. *Irrig. Sci.* 26:139-146.
- Bissen, M., Frimmel, F.H., 2003. Arsenica review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31:9-18.
- Bower, C. A. 1959. Cation-exchange equilibria in soils affected by sodium salts. *Soil Sci.* 88:32-35.
- Bower, C. A. and J. O. Goertzen. 1955. Negative adsorption of salts by soils. *Soil Sci. Soc. Proc.* 19:147-151.

- Bower, C. A., G. Ogata and J. M. Tucker. 1968. Sodium Hazard of Irrigation waters as influenced by leaching fraction and by precipitation or solution of calcium carbonate. *Soil Sci.* 106(1):29-34.
- Bower, C. A., L. V. Wilcox G. W. Akin and M. G. Keyes. 1965. An index of the tendency of  $\text{CaCO}_3$  to precipitation from irrigation waters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29:91-92.
- Bower, T.G.R. and Wishart, J.G. (1979). Towards a Unitary Theory of Development. In E. B. Thoman (Ed.). *Origins of the Infant's Social Responsiveness*. Hillsdale N.J.: Erlbaum.
- Braatz, S. y A. Kandiah. 1996. Utilización de aguas residuales urbanas para el riego de árboles y bosques. *Rev. Int. Silvicult. Ind. Forest.* 47:45-50.
- Bradl, H.B, Kim, C., Kramar, U., Stüben, D., 2005. Heavy Metals in the environment. Chapter 2: Interactions of heavy metals. Ed. H.B. Bradl.
- Brock, T.D. and M.T. Madigan. 1988. *Biology of microorganisms*, 5th ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Calderón-García, A. 1956. Bosquejo geológico de la región de San Juan Raya, Puebla: XX Congreso Geológico Internacional, libretto-guía de la excursión A-11, D.F. México, pp, 9-27.
- Can, C. A. 2005. Evaluación de la Relación de Adsorción de Sodio en las aguas del cauce del Río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 198 p.
- Can, C.A. 2011. Calidad de las aguas para riego en la Cuenca del Oriental y Sierra Norte, estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 229 p.
- Carabias, J. 2005. Agua, medio ambiente y sociedad. Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. Universidad Autónoma de México, Colegio de México y Fundación Gonzalo Río Arronte. México. 219 p.

- Carmassi, G., L. Incrocci., R. Maggini, F., Malorgio. F. Tognoni and A, Pardossi. 2007. An aggregated model for water requirements of greenhouse tomato grown in closed rockwool culture with saline water. *Agric. Water Manage.* 88:73-82.
- Castillo, L. F. 2003. El fenómeno mágico de la ósmosis. Tercera edición. La ciencia para todos No. 16. Fondo de Cultura Económica. México, DF. pp: 32-38.
- Castro, L. I. 2011. Caracterización de las aguas y suelos de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, Estado de Hidalgo, México. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, México, 196 p.
- Causapé, J., L. Auque, Ma. J. Gimeno, J. Mandado, D. Quilez and R. Aragües. 2004. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel rivers (Spain); Present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Env. Geol.* (45):703-715.
- Chahal, R. S. and R. N. Kundu. 1985. Ameliorating effects of pyrites as influenced by  $\text{CaCO}_3$  in saline sodic soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 33:635-640.
- Chang, R. 2007. Química 9ª Edición. Ed. McGraw Hill Interamericana. México. 1063 p.
- Cifuentes, E., Bluentha U., G. Ruíz-Palacios G. Bennett S. y A. Peasey. 1994. Escenario epidemiológico del uso agrícola del agua residual: El Valle del Mezquital, México. *Salud Pública*, 33(1):3-9.
- CONAGUA, (Comisión Nacional del Agua). 1993. Manual de aseguramiento de calidad. Subdirección General de Administración. Programa de Aseguramiento de la Calidad. México D.F. 146 p.
- CONAGUA. 2006. Programas hidroagrícolas de la Gerencia Regional Golfo Centro. [http://www.csva.gob.mx/foroagua/Material/5taReunion/D\\_CNA.pdf](http://www.csva.gob.mx/foroagua/Material/5taReunion/D_CNA.pdf)
- CONAGUA. 2010. Sistema Nacional de Información del agua. Atlas digital del agua México 2010. [www.conagua.gob.mx/atlas/](http://www.conagua.gob.mx/atlas/) .
- CONAGUA. 2007. Estadísticas del agua en México, edición 2007. Comisión Nacional del Agua, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

- CONAGUA. 2011. Consultada el 29 de Marzo de 2011. [http://www.imagenagropecuaria.com/articulos.php?id\\_sec=26&id\\_art=321&id\\_eje\\_mplar=0](http://www.imagenagropecuaria.com/articulos.php?id_sec=26&id_art=321&id_eje_mplar=0).
- Cortés, M., N. 2009. Geoconservación y cultura: Un análisis de paisaje en Zapotitlán Salinas-El Encinal, Puebla. Tesis de Maestría en Geografía, UNAM. 186 p.
- Costa, J. L. 1999. Effect of irrigation water quality under supplementary irrigation on soil chemical and physical properties in the southern humid pampas of Argentina. *Journal of Crop Production*. 2:85-99.
- Crosbie, R. S., J. D. Hughes., J. Friend and B. J. Baldwin. 2007. Monitoring the hydrological impact of land use change in a small agricultural catchment affected by dryland salinity in central NSW, Australia. *Agric. Water Manage.* 88:43-53.
- Cullen, W.R., Reimer, K.J., 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.* 89:713-764.
- Custodio, E. y R. Llamas. 1996. Hidrología subterránea. 2 tomos. Ed. Omega S.A., Barcelona España. 2350 p.
- Daniel, T. C., N. Sharpley, and L. Lemunyon, J. 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. *Journal Environmental Quality*. 27:251–257.
- Davor, R. 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology*. 43:795-805.
- Delgado, R. G. 2006. Agua: Usos y abusos: la hidroelectricidad en Mesoamérica. Publicado por UNAM, México. 201 p.
- Deo, C. and P. Lal. 1982. Effect of water quality and moisture regime on soil properties and yield of Mustard and Taramira (*Eruca sativa*). *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30 (3):411-414.
- Diop, S. and M. Tijani. 2008. Assessing the basement aquifers of eastern Senegal. *Hydrogeology Journal*. 16:1349–1369.

- Doering, E. J. and W. O., Willis. 1980. Effect of soil solution concentration on cation exchange relationships. Proc. Inter. Symp. On salt-affected soils Karnal, India.
- Evangelou V. P. and R. E. Phillips 1987. Sensitivity analysis on the comparison between the Gapon and Vanselow exchange coefficients. Soil Sci. Soc. Am. J. 51:1473-1479.
- Doneen, L. D. 1975. Water quality for irrigated Agricultural. in: A. Poljakoff, Mayber A., and J. Gale (Eds.). Plant in saline environments. Springer-Verlang. New York. U.S.A.
- Doneen, L. O. 1958. Quality of water for irrigation. In: L. D. Doneen (ed). 1958. Proc. Conf. on Quality of Water for Irrigation No. 14. Water Resources Center. California, USA. 208 p.
- Duffus, J. H. 2002."Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report)" Pure and Applied Chemistry, Vol. 74, pp. 793–807.
- Durov, S.A. 1948. Natural waters and Graphic representation of their composition. Dokl. Akad. Nauk SSSR, 59:87-90.
- Eaton, F. M. 1950. Significance of carbonates in irrigation waters. Soil Sci. 69:123-133.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri and A. E. Greenberg. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. APHA, AWWA, WEF. Washington, USA. 1325 p.
- ECOL, 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación, México.
- Ehrlich, H. L. 1990. Geomicrobiology. Second edition. Marcel Dekker. New York, USA. pp: 219-237.

- Endo, T. S., Yamamoto T. Honna and E. Eneji. 2002. Sodium-calcium exchange selectivity as influenced by clays minerals and composition. *Soil Sci.* 167(2):117-125.
- EPA, (Environmental Protection Agency). 1983. Methods for chemical analysis of water and wastes (Report No. EPA-600/4-79-020), EUA=. 544 p.
- EPA, 1986. Gold Book of Quality Criteria for Water. (Environmental Protection Agency) EPA 440/5-86-001. EUA. 477 p.
- EPA, 2005. Toxicological review of zinc and compounds. Ed. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., EPA/635/R-05/002.
- Eugster, H.P. y Hardie L.A. 1978. Saline lakes. In: *Lakes, chemistry, geology, physics*, (A. Lerman, ed.), Springer-Verlag. pp:237-293.
- Evangelou, V. P. and F. J. Coale. 1987. Dependence of the Gapon coefficient on exchangeable sodium for mineralogically different soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:68-72.
- Evangelou, V. P. and M. Marsi. 2003. Influence of ionic strength on sodium-calcium exchange of two temperature climate soils. *Plant and soil.* 259:307-313.
- Evangelou, V. P. and R. E., Phillips. 1987. Sensitivity analysis on the comparison between the Gapon and van Selow exchange coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1473-1479.
- FAO. 1991. Programa de acción internacional sobre el agua y desarrollo agrícola sostenible, Folleto, Roma, Italia. 45 p.
- Figueruelo, A. J. y M. M. Dávila. 2004. *Química física del ambiente y de los procesos medio ambientales.* Editorial Reverté, S. A. España. 570 p.
- Fine, L. O., E. J. Williamson, F. Wiersma and C. R. Umback. 1959. A study of the sodium adsorption ratio and residual sodium carbonate concepts of irrigation waters as they affect exchangeable sodium of soils under semiarid conditions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 23:263-266.

- Fox, R. H. 1968. The effect of calcium and pH on Boron uptake from high concentrations of boron by cotton and alfalfa. *Soil Sci.* 106(6):435-439.
- Frenkel, H. A. and W. A., Hadas. 1978. The effect of salt precipitation and high sodium concentrations on soil hydraulic conductivity and water retention. *Water Resour. Res.* 14:217-221.
- Frenkel, H. A. and N. J. Alperovitch. 1984. The effect of mineral weathering and soil solution concentration on ESR-SAR relationship of arid and semi-arid zone soils from Israel. *J. of Soil Sci.* 35:367-372.
- Fytianos, K., Katsianis, G., Triantafyllou, P. y Zachariadis, G. 2001. Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 67:423.
- García, J. C., Plaza, C., Muñóz, F. y Polo, A. 2000. Evaluation of heavy metals pollution on barley crop by agricultural use of municipal solid waste compost. Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Madrid (Spain). 3<sup>rd</sup> Internacional Symposium on Geotechnics related to the European environment. Berlin. Germany. On line in: <http://agrobioenmiendas.iespana.es>.
- Garrels, R.M. y Mackenzie, F.T. 1967. Origin of the chemical composition of some springs and lakes. In: *Equilibrium concepts in natural water systems.* Amer. Chem. Soc., pp: 222-242.
- Gasca D.A. 1982. Génesis de los lagos cráter de la Cuenca de Oriental. *Colec. Cient. Inst. Nal. Antropol. Hist.* 98 México. 45 pp.
- Gil, R. M. 2005. *Procesos de descontaminación de aguas.* Editorial Thompson. Madrid España.
- Gómez-Álvarez, A., Villalba A. A., Acosta R. G., Castañeda O. M. y Camp D. 2004. Metales pesados en el agua superficial del Río San Pedro durante 1997 y 1999. *Contaminación Ambiental.* 20(1):5-12.
- González, L. M. 2001. Apuntes sobre la fisiología de las plantas cultivadas bajo estrés de salinidad. *CultivosTropicales.* 23(4):47-57.

- Grattan, S. R. and C. M. Grieve. 1994. Mineral nutrient and response by plants grown in saline environments. In: M. Pessaraky (ed.) Handbook of plant and crops stress. Marcel Decker Inc. New York. pp:203-226.
- Greenberg, A. E. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18<sup>th</sup>
- Güler, C. and G. D. Thyne. 2004. Hydrologic and geologic factors controlling surface and groundwater chemistry in Indian Wells-Owens Valley area, southeastern California, USA. Journal of Hydrology. 285:177-198.
- Gupta, I. C. 1983. Concept of residual sodium carbonate in irrigation waters in relation to sodic hazard in irrigated Soils. Curr. Agric. 7(3/4):97-113.
- Gupta, U. C., Y. W. Jame, C. A. Cambell, A. J. Leyshon, and W. Nicholaichuk. 1985. Boron toxicity and deficiency: A. Review. Can. J. Soil Sci. 65(3):381-409.
- Güven, N. 1988. Smectites. Hydrous phyllosilicates (exclusive of micas). Reviews in Mineralogy, (S.W. Bailey, ed.), vol.19, chapter 13:497-559.
- Hardie, L.A. y Eugster H.P. 1970. The evolution of closed-basin brines. Mineral. Soc. Amer. Spec. Paper. 3:273-290.
- Harron, W. R. A., G. R. Webster and R. R. Cairns. 1983. Relationship between exchangeable sodium and sodium adsorption ratio in a solonetzic soil association. Can. J. Soil Sci. 63:461-467.
- Harward, M. E. and N. T. Coleman. 1953. Ion exchange equilibria on the presence of small amounts of electrolyte. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 17:339-342.
- Heidarpour, M., B. Mostafazadeh-Fard, J. Abedi Koupai and R. Malekian. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. Agricultural Water Management. 90:87-94.

- Hernández, R. 2001. Nutrición mineral de las plantas. *En*: Libro de Botánica On line. [Consultado: 20/1/2012]. Disponible en: <<http://www.forest.ula.ve/~rubenhg/nutricionmineral/>>.
- Hettiarchchi, G.M. y Pierzynski, G.M. 2002. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: Influence of plant growth. *Journal Environmental Quality*. 31:564-573.
- Ho, T. L. y Egashira, K. 2001. Solid-solution ratio on extraction of heavy metals by dilute acids from agricultural soils and river-sediments in Hanoi, Vietnam. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32:643-660.
- Hoffman, G. J., R. S. Ayers, E. J. Doering and B. L. McNeal. 1990. Salinity in irrigated agriculture In: *Agricultural Irrigation*. Chapter 5. Agronomy Monograph No. 30. Madison. pp:145-185.
- Huízar, A. R., O. Campos E., L. Mitre S., D. Alatraste V., T. Méndez G. y F. Juárez S. 2001. Evaluación hidrogeológica de la subcuenca de Tecocomulco, estados de Hidalgo, Puebla y Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 18(1):55-73.
- Hutton, M., 1987. Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment SCOPE 31. Chapter 3: Cadmium. Ed. T.C. Hutchinson and K.M. Meena, Published by John Willey & sons.
- INEGI. 2011. Consultada el 29 de marzo de 2011. <http://mapserver.inegi.org.mx/geografia/espanol/estados/ver/agri.cfm?c=444&e=32>.
- INEGI. 2011. Consultada el 29 de marzo de 2011. <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/tlax/agri.cfm?c=444&e=29>.
- INEGI. 2011. Consultada el 29 de marzo de 2011. <http://mapserver.inegi.org.mx/geografia/espanol/estados/pue/agri.cfm?c=444&e=26>.

- Ismail, B.S., Farihah, K. y Khairiah, J. 2005. Bioaccumulation of heavy metals in vegetables from selected agricultural areas. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 74:320-327.
- Jalali, M., H. Merikhpour, M. J. Kaledonkar and S. E. A. T. M. Van Der Zee. 2008. Effects of wastewater Irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils. *Agric. Water Manage.* 95:143-153.
- James, D. W., M. R. J. Hanks and J. J. Jurinak. 1982. *Modern irrigated soils* Wiley-Interscience Publication USA.
- James, W. B., R. K. R. Hershberger and L. S. Browning. 2008. Soil solution and exchange complex response to repeated wetting-drying with modestly saline-sodic water. *Irrig. Sci.* 26:121-130.
- Jaworski, J.F., 1987. Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment SCOPE 31. Chapter 1: Lead. Ed. T.C. Hutchinson and K.M. Meena, Published by John Wiley & sons.
- Jiménez, B., C. Siebe y E. Cifuentes. 2004. El reúso intencional y no intencional de agua en el Valle de Tula. En: *El agua en México, vista desde la Academia, Academia Mexicana de Ciencias, México.* pp:33-55.
- Jones, B.F. 1986. Clay mineral diagenesis in lacustrine sediments. *U.S. Geol. Surv. Bull.* 1578:291-300.
- Jurinak, J. J., C. Amrhein and R. J., Wagenet. 1984. Sodic Hazard: The effect of SAR and salinity and overburden materials. *Soil Sci.* 138(3):142-159.
- Jurinak, J. J. and D. L. Suarez. 1990. The chemistry of salt-affected soils and waters. In: Tanji, K. K. Ed. *Agricultural salinity assessment and management*, Chapter 3. ASCE. *Manuals and reports on engineering practice* No. 71. New York, USA. pp:42-63
- Kaledhonkar, M. J. and A. K., Keshari, 2006a. Modelling the effects of saline water use in agriculture. *Irrig. Drain.* 55(2):117-190.

- Kaledhonkar, M. J. and A. K., Keshari, 2006b. Regional salinity modeling for conjunctive water use planning in kheri command. *J. Irrig. Drain. Eng. ASCE*. 132(4):389-398.
- Kaledhonkar, M. J., N. K. Tyagi and S. E. A. T. M. Van Der Zee. 2001. Solute transport modelling in soil for irrigation field experiments with alkali water. *Agric. Water Manage.* 51:153-171.
- Kelley, W. P. 1963. Use of saline irrigation water. *Soil Sci.* 95:385-391.
- Keren, R. and S. Miyamoto. 1990. Reclamation of saline, sodic and Boron affected soils. *In: Tanji, K. K. (Ed) Agricultural salinity assessment and management. Chapter 19. ASCE. Manuals and reports on engineering practice No. 71. Published by American Society of Civil Engineers. New York. USA. pp:410-431.*
- Kheboian, C. and C.F. Bouer. 1987. Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments. *Anal. Chem.* 59:1417-1423.
- Kopittke, P. M., H. B., So and N. Menzies. 2006. Effect of ionic strength and clay mineralogy on Na-Ca exchangeable and the SAR-ESP relationship. *Euro. J. Soil Sci.* 57:626-633.
- Kovda, V. A., C. Vanden Berg C. and R. M. Hogan. 1967. International source book on Irrigation and drainage of arid lands in relation to salinity and alkalinity. FAO/UNESCO.
- Kumar, U. M., A. K., Bhardwaj, D. N. Warrington, D. Goldstein A. T. Bar and G. J. Levy. 2008. Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soil loss due to irrigation with different types of saline-sodic water. *Geoderma.* 144:509-516.
- Langelier, W. F. 1936. The analytical control of anti-corrosion water treatment. *J. Am. Water works Assn.* 28(10):1500-1521.
- Lawrence, A.D. and Kurupparachchi K. 1986. Impact of agriculture on groundwater quality in Kalpitiya. Sri Lanka. Brit. Geol. Survey, Open File Report, WD/OS/86.

- Lee, S. y Moon, H. S. 2003. Heavy metals in the bed and suspended sediments of Anyang River, Korea: Implications for water quality. *Environmental Geochemistry and Health*. 25:433-452.
- Letey, J. and G. L. Feng. 2007. Dynamic versus steady-state approaches to evaluate irrigation management of saline waters. *Agric. Water Manage.* 91:1-10.
- Levy, G. J., A. I. Mamedov and Goldstein. 2003. Sodicity and water quality effects on slaking of aggregates from semiarid soils. *Soil Sci.* 168(8):552-562.
- Levy, G. J., N. Sharshekeev and G. L. Zhuravskaya. 2002. Water quality and sodicity effects on soil bulk density and conductivity in interrupted flow. *Soil Sci.* 167(10):692-700.
- Levy, R., J. Shalhevet and N. Alperovhitch. 1972. Selectivity coefficients of Ca-Mg exchange for three montmorillonitic soils. *Geoderma*. 8:133-138.
- Levy, G. J., D. Goldstein and A. I. Mamedov. 2005. Saturated hydraulic conductivity of semiarid soils: Combined effects of salinity, sodicity, and rate of wetting. *Soil Science Society American Journal*. 69(3):653-662.
- Li, Q. S., L. S. Willardson, L. X. Li, C. J. Liu, and L. Z. Wu. 2004. Amelioration of saline-sodic soil with mildly saline water in the Songnen Plain, Northeast China. *Soil Use and Management*. 20:439-443.
- Lin, Y. P. 2002. Multivariate geostatistical methods to identify and map spatial variations of soil heavy metals. *Environmental Geology*. 42:1-10.
- Long, X. X., Yang, X.E., Ni, W.Z., Ye, Z. Q., He, Z. L., Calvert, D. V. y Stoffella, J.P. 2003. Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 34:1421-1434.
- López, R. E. 1981. *Geología de México*. Tomo III 2ª Edición. UNAM. 446 p.
- López, R. E. 1985. *Geología de México*. Tomo II 3ª Edición. UNAM. 454 p.

- Lucho, C.A., Prieto, F., Del Razo, L.M., Rodríguez, R. y Poggi, H. 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108:57-71.
- Maas, E. V. and G. J. Hoffman. 1977. Crop salt tolerance-current assessment. *J. Irrig. Drain. Div. ASCE*. 103:115-134.
- Maathuis, F. J. 2006. The role of monovalent cation transporters in plant responses to salinity. *Journal of Experimental Botany*. 57:1137–1147.
- MacNeish, Richard S., Frederick A., Peterson y James A. N. 1972. The archaeological reconnaissance, in: *The prehistory of the Tehuacan Valley, Vol. 5: Excavations and Reconnaissance*, Austin, University of Texas Press, pp:341-495.
- Maderey, R. L. E. y J. Carrillo. 2005. *El recurso agua en México; un análisis geográfico*. Instituto de Geografía, UNAM. México, D. F. 128 p.
- Mahdy, A. M., Elkhatib, E. A. y Fathi, N. O. 2007. Cadmium, Copper, Nickel, and Lead availability in biosolids-amended alkaline soils, *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*. 1:354-363.
- Mali, G. C., B. R. Chhipa, P. Lal and P. C. Kantahaliya. 1982. Effect of Ca/Mg ratio of Irrigation water on wheat grown on a loamy sand soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 30(3):418-420.
- Malla, R., Tanaka, Y. y Mori, K.L. 2007. Short-term effect of sewage irrigation on chemical build up in soils and vegetables. *The Agricultural Engineering International: The CIGR Ejournal*. Manuscript LW 07 006 Vol. IX, August, 2007.
- Manziona, M.A. and Merrill, D.T. 1989. Trace metal removal by Iron co-precipitation: Field Evaluation. *Electric Power Research Institute Report GS-6438* (June, 1989).
- Mapanda, F., Mangwayana, E.N., Nyamangara, J. y Giller, K. E. 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems Environment*. 107:151-165.

- Martínez, A. P., P. Martínez, y C. Castaño. 2006. Fundamentos de hidrogeología. Ediciones Mundi-Prensa. España. 279 p.
- McGrath, S.P. 1995. Chromium and nickel. In: Heavy metals in soils. Ed. B.J. Alloway. Blakie Academic and professional. 2<sup>nd</sup> edition. London. pp: 152-153.
- McNeal, B. L. 1968. Prediction of the effect of mixed-salt solutions on soil hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32:190-193.
- McNeal, B.L., and N.T. Coleman. 1966. Effect of solution composition on soil hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:308-312.
- Méndez, R.I., Delia, N.G., Laura, M.A. y Cristina S.M. 1986. El protocolo de investigación, Lineamientos para su elaboración y análisis. Ed. Trillas. 210 p.
- Mendoza, S. I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis doctoral, Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- Millero, F.J. 1975. The sea Vol. 5, Seawater as multicomponent electrolyte solution. Ch.1, En: E.D. Golberg (ed.), Jhon Wiley and Sons, New York. pp:3-80.
- Minhas, P. S., R. K. Naresh, C. P. Chauhan and R. K., Gupta. 1994. Field determined hydraulic properties of a sandy loam soil irrigated with various salinity and SAR. Agric. Water Manage. 25:97-108.
- Montes-Botella, C. y Tenorio, M.D. 2003. Water characterization and seasonal heavy metal distribution in the Odiel River (Huelva, Spain) by means of principal component analysis. Archives of Environmental Contamination Toxicology 45:436.
- Moor, C., Lymberopoulou, T. y Dietrich, V. J. 2001. Determination of heavy metals in soils, sediments and geological materials by ICP-AES and ICP-MS. Microchimica Acta, 136:123-128.
- Moral, R., Gilkes, R.J. y Moreno-Caselles, J. 2002. A comparison of extractants for heavy metals in contaminated soils from Spain. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 33:2781-2791.

- Morales, R. C.L. 1990. Hidrogeología de la Cuenca de Oriental estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. Tesis de Licenciatura en Geología, UNAM. 130 p.
- Munns, R. and M. Tester. 2008. Mechanisms of salinity tolerance, *Annu. Rev. Plant Biol.* 59:651-681.
- Nadler, A. and M. Magaritz. 1981. Expected desviations from the ESP-SAR empirical relationships in calcium a sodium-carbonate-containing arid soils: Field evidence. *Soil Sci.* 131(4):220-225.
- Naidu, R. and P. Rengasamy. 1993. Ion interaction and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils *Aust. J. Soil Sci.* 28(3):410-411.
- Neal, C., W. House. A., H. Jarvie. P., M. Neal., L. Hill and H. Wickham. 2006. The water quality of the River Dunn and the Kennet and Avon Canal. *Journal of Hydrology.* 330:155-170.
- Negi, A. S. and A. B. Ghosh, 1980. Irrigation water quality of the cold and arid region in Himachal Pradesh. *J. Indian. Soc. Sci.* 28(3):410-411.
- Neri-Ramírez E. 2008. Efectos ambientales en la agricultura por el uso de aguas residuales del canal Chilhuacán, Atlixco, Puebla. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. 185 p.
- Oremland, R.S., Stolz, J.F., 2003. The ecology of arsenic. *Science*, 300:939-944.
- Ortega E., H.M. 1983. Algunos aspectos teóricos de caracter geoquímico, fisico-químico y químico involucrados en la genesis de los suelos de salinidad sódica. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Hidrociencias, 65 p.
- Ortega, E., H.M. 1993. Causas del ensalitramiento y su efecto sobre los suelos. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Estado de México.
- Ortega, M., Y. M. y Ma. J. S. Cintora G. 2005. Boro, Fosforo, e índices de salinidad en las aguas residuales para riego agrícola en el valle del Mezquital, Hidalgo. Tesis de licenciatura en Biología. UNAM. México, D.F.

- Ortega, S. F. y Orellana G. R. 2007. El riego con aguas de mala calidad en la agricultura urbana. Aspectos a considerar. I. Aguas salinas o alcalinas. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias. 16(1):41-44.
- Oster, J. D. and G. Sposito. 1980. The Gapon coefficient and the exchangeable sodium percentage-sodium adsorption ratio relation. Soil Sci. Soc. Amer. J. 44:258-260.
- Oster, J. D. 1994. Irrigation with poor quality water. Agric. Water Management. 25: 271-297.
- Ould, Ahmed, B. A., T. Yamamoto, V. Rasiah, M. Inoue and Anyoji. 2007. The impact of saline water irrigation management options in: Dune sand on available soil water and its salinity. Agric. Water Manage. 88:63-72.
- Padilla, S. R.J. 2007. Evolución geológica del sureste Mexicano desde el Mesozoico al presente en el contexto regional del Golfo de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 59(1):19-42.
- Pal, B. and U. V. Singh. 1985. Effect of Phosphorus on yield and nutrient content in Berseem (*Trifolium alexandrinum* L.) irrigated with saline waters. J. Indian Soc. Soil Sci. 33:646-653.
- Pal, B. and B. R. Tripathi. 1982. Effect of EC and SAR of water on wheat and barley grown on different textured soils. J. Indian soc. Soil Sci. 30(3):421-423.
- Paliwai, K. V. and A. P. Gandhi. 1976. Effect of salinity, SAR Ca:Mg Ratio in irrigation water, and soil texture on the predictability of exchangeable sodium percentage. Soil Sci. 122(2):85-90.
- Pérez, Z., O. 2002. Efecto de la aplicación de aguas residuales industriales en las propiedades físicas y químicas del suelo. Agrociencia, 36:279-290.
- Perdomo, C. 2005. Calidad de las aguas y su relación con los sistemas agrícolas. Ingeniería Agrícola, 15:87-95.

- Pereira, R., U. Herpin, A. Ferreira, L. Pittol, C. Montes and A. Melfi. 2008. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*, 96:307-316.
- Pescod, M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agricultural. Irrigation and drainage. Paper 47. FAO. Rome. pp:114-117.
- Piper, A. M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analysis. *Am. Geophys. Union Trans.* 25:914-923.
- Pizarro, F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. Segunda edición. Editorial Agrícola Española. Madrid, España.
- Pratt, P. F. and D. L., Suarez. 1990. Irrigation water quality assessments. in: Tanji, K. K. (Ed) *Agricultural salinity assessment and management*. Chapter 11. ASCE. Manuals and reports on engineering practice No. 71. Published by American Society of Civil Engineers. New York. USA. pp:220-236
- Pratt, P. F. and L. F. Bair. 1969. Sodium hazard of bicarbonate Irrigation waters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33:880-883.
- Pratt, P. F., L.D., Whittig and B. L. Grover. 1962. Effect of pH on the sodium-calcium exchange equilibria in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26:227-230.
- Prieto, F., Lucho, C.A., Poggi, H., Acevedo, O. y Barrado, E. 2007. Caracterización fisicoquímica y extracción secuencial de metales y elementos trazas en suelos de la región Actopan-Ixmiquilpan del distrito de riego 03, Valle de Mezquital, Hidalgo, México. *Ciencia ErgoSun.* 14:69-80.
- Prieto, M. J., González R. C.A., Román G. A. D. y Prieto G. F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems.* 10(1):29-44.
- Pupisky, H. and I. Shainberg. 1979. Salt effects on the hydraulic conductivity on the sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43:429-433.

- Qi-Tang, W., Z. X., Meng, Q., Gerard, E. y Morel, J.L. 2004. Characterization of cadmium desorption in soils and its relationship to plant uptake and cadmium leaching. *Plant and Soil*. 258:217-226.
- Rahil, M. H. and Antonopoulos V. Z. 2007. Simulating soil water flow and nitrogen dynamics in a sunflower field irrigated with reclaimed wastewater. *Agric. Water Manage.* 92:142-150.
- Ramírez, G. J. 2009. Índices de salinidad de la red hidrográfica del estado de Morelos, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. 241 p.
- Ramírez, O.M. 1988. Determinación experimental de la capacidad germinativa de algunos cultivos agrícolas en soluciones salinas de diferente concentración total y composición cualitativa. Tesis de maestría en ciencias. Centro de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados.
- Ramos, L., Fernández, M.A., González, M.J. y Hernández, L.M. 1999. Heavy metal pollution in water, sediments, and earthworms from the Ebro River, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 63:305.
- Ramos, L. J., A. Cortés S., A. Ramírez G. y L. Barrón R. 2003a. Relaciones hidrogeoquímicas y sistemas de flujo entre las cuencas de México y Amacuzac. En: el recurso agua en el Alto Balsas, Oswald S., U. Editor. UNAM, Cuernavaca, Morelos, México.
- Ramos, O. R., R. Sepúlveda y F. Villalobos. 2003b. El agua en el medio ambiente: Muestreo y análisis. Plaza y Valdés Editores. Mexicali, Baja California. 210 p.
- Ramos-Bello, R., Cajuste, L.J., Flores-Román, D. y García-Calderón, N. E. 2001. Heavy metals, salts and sodium in Chinampa soils in Mexico. *Agrociencia*, 35:385-395.
- Rao, T. S., A. L., Page and N. T., Coleman. 1968. The influence of ionic strength and ion-pair formation between alkaline earth metals and sulfate on Na-divalent cation-exchange equilibria. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32:639-643.
- Reyes, G., J.C. 1998. La sal en México II. Ed. Universidad de Colima. 473 p.

- Rhoades J. D., R.D. Ingvalson, and J.T. Hatcher. 1970. Laboratory determination of leachable soil boron. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:871-875.
- Rhoades, J. D. and D. B. Krueger. 1968. Extraction of cations from silicate mineral during the determination of exchangeable cations in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32:488-492.
- Rhue, R. D. and R.S. Mansell. 1988. The effect of pH on sodium-calcium and potassium-calcium exchange selectivity for Cecil soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52.
- Richard, H. F. 1968. The effect of calcium and pH on boron uptake from high concentrations of boron by cotton and alfalfa. *Soil Sci.* 106(6):435-439.
- Richards, L. A. (Editor). 1973. *Suelos Salinos y Sódicos*. Personal del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América. Manual de Agricultura No. 60. p. 172.
- Richards, L. A. 1990. *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos: Manual No. 60*. Sexta reimpresión. Departamento de Agricultura de los EE. UU., Laboratorio de Salinidad. Limusa. México. 172 p.
- Riechaman, M. S. 2002. The responses of plants to metal toxicity: A review focusing on copper, manganese and zinc. *Australian minerals and Energy Environment Foundation* 54 p. Bolivian salars, Lipez, southern Altiplano: Origin of solutes and brine evolution. *Geochemica et Cosmochimica Acta.* 55:687-705.
- Risacher F. y Alonso H. 1996a. Geoquímica del salar de Atacama, parte 1: Origen de los componentes y balance salino. *Revista Geológica de Chile.* 23(1):113-122.
- Risacher F. y Alonso H. 1996b. Geoquímica del salar de Atacama, parte 2: Evolución de las aguas. *Revista Geológica de Chile.* 23(1):123-134.
- Risacher F., Alonso H. y Salazar C. 1999. Geoquímica de aguas en cuencas cerradas I, II y III regiones-Chile. Convenio de cooperación DGA-UCN-ORSTOM (Síntesis). 89 p.

- Risacher, F. y Fritz, B. 1991. Geochemistry of Bolivian salars, Lipez, southern Altiplano: origin of solutes and brine evolution. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55:687-705.
- Robarge, W. P., A. Edwards y B Jhonson. 1933. Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Comm. Soil Sci. Plan Anal.* 14(12):1207-1215.
- Rodier J. 1978. Análisis de las aguas. Ediciones Omega. Barcelona, España. Pp:186-191.
- Rodvang, S. J., D. M. Mikalson and M. C. Ryan. 2004. Changes in ground water quality in an irrigated area of southern Alberta. *J. Environ. Qual.* 33:476-487.
- Ryan, J., S. Miyamoto and J. L. Stroehlein. Short communication. 1977. Relation of solute and sorbed boron to the boron hazard in irrigation water. *Plant and soil* 47:253-256.
- Salas, G.P. 1949. Bosquejo geológico de la cuenca sedimentaria de Oaxaca. *Bol. Asoc. Mexicana Geóls. Petrols*, 1(2):79-156.
- Salinity Laboratory Staff. U.S. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. U. S. Dept. Agric. Handbook 60. U. S. Washington, DC.
- Santos, A., Alonso, E., Callejón, M. y Jiménez, J.C. 2002. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the Guadamar River Basin. *Water, Air, Soil Pollution.* 134:273-283.
- Scofield, F.E. 1936. The salinity of irrigation water. *Smith. Instit. Ann. Rep.*, 1935:275-283.
- SEDUE, 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE- CCA-001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Publicado en el Diario Oficial de la Federación del 2 de diciembre de 1989. Tomo CDXXX, No. 9. México, D.F.
- Seoáñez, C. M. 2005. Depuración de las aguas residuales por tecnologías ecológicas y de bajo costo. Ediciones Mundi Prensa. España. 464 p.
- Shainberg, I. and J.D. Oster. 1978. Quality of irrigation water. International Irrigation Information Center. Vulcani Center, Bet Dagan, Israel. 65 p.

- Sharma, D. R. and P. S. Minhas. 1998. Effect of irrigation with sodic waters of varying EC, RSC and SAR/adj. SAR on soil properties and yield of cotton-wheat. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 46(1):116-119.
- Sharpley, A. and P. Withers. 1994. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. Netherlands. *Fertilizer Research*, 39:133-146.
- Silveira, M. L. A., L. R. F. Alleoni and L. R. G. Guilherme. 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola* 60(4):793-806.
- Singh, J. and N. S. Randhawa. 1980. Boron leaching and regeneration capacity in saline sodic soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 28(3):307-311.
- Singh, R. B., P. S. Minhas, C. P. S. Chauhan and R. K. Gupta. 1992. Effect of high salinity and SAR water on salinization, sodification and yields of pearl-millet and wheat. *Agric. Water Manage.* 21:93-105.
- Singh, V. and S. P. Singh. 1983. Effect of applied Boron on the chemical composition of lentil plants. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:169-170.
- Síntesis, de Recursos Hidráulicos S. R. H. 1971. Presencia del boro en las aguas negras de la ciudad de México, México.
- SÍNTESIS. 2011. Presas-garantizan-abasto-de-agua. Consultado el 20 de noviembre de 2001 en: <http://www.sintesis.com.mx/noticias/88975>.
- Smolders, A.J., Lock, R.A., Van der Velde, G., Medina, R. I. y Roelofs, and J.G. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44:314.
- Spain, A. 2003. Implications of microbial heavy metals tolerance in the environment. *Reviews in Undergraduate Research*, 2:1-6.
- Sposito, G. 1977. The Gapon and Vanselow selecting coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:1205-1206.

- SSA, 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental, Agua para Uso y Consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, Estados Unidos Mexicanos, Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación.
- Stumm, W. y Morgan J.J. 1970. Aquatic chemistry. Wiley-Interscience, New York. 583 p.
- 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 Sci. Soc. Am. J. 45:469-475.
- Suarez, D. L., J. D. Wood and S. M. Lesch. 2006. Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain-irrigation management system. Agric. Water Manage. 8:150-164.
- Suyama, H., S. E. Benes, P. H. Robinson, S. R. Grattan, C. M. Grieve and G. Gatechew. 2007. Forage yield and quality under irrigation with saline-sodic drainage water: Greenhouse Evaluation. Agric. Water Manage. 88:159-172.
- Taboada-Castro, M.M., Diéguez-Villar, A. y Taboada-Castro, M.T. 2002. Effect of soil use and agricultural practices on heavy metal levels in surface waters. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 33:2833-2849.
- Tahri, M., Benyaïch, F. y Bounakhla, M. 2005. Multivariate analysis of heavy metal contents in soils, sediments and water in the region of Meknes (Central Morocco). Environmental Monitoring and Assessment. 102:405-417.
- Tarchitzky, J., O. Lerner, U. Shani, G. Arye, A. Lowengart-Aycicegi, A. Brener and Y. Chen. 2007. Water distribution pattern in treated wastewater irrigated soils: Hydrophobicity Effect. Euro J. Soil Sci. 58:573-588.
- Tedeshi, A. and R. D. Aquila. 2005. Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics. Agric. Water Manage. 77:308-322.
- Thayalakumaran, T., M. G. Bethune and T. A. McMahon. 2007. Achieving a salt balance-should it be a management objective? Agric. Water Manage. 92:1-12.

- Topalián, M.L., Castañé, P.M., Rovedatti, M.G. y Salibián, A. 1999. Principal component analysis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 63:484.
- Tortolero, V. A. 2000. El agua y su historia, México y sus desafíos hacia el siglo XXI. Editores Siglo XXI. Madrid, España. 167 p.
- Valencia del T., G. y M. E. Garín A. 2007. Modelos fisicoquímicos. Solución de problemas. UNAM, FES-Iztacala. México. pp: 100-102.
- Velázquez, M., M. A. 2001. Las variaciones de los procesos de adsorción de sodio en función de los diferentes valores de la relación de adsorción de sodio en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan, Valle del Mezquital Hgo. Tesis de Doctorado en ciencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo Texcoco, México.
- Velázquez, M., M. A., M., M. Ortega E., A. Martínez G., J. Kohashi S. y García C.N. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra*. 20(4):459-464.
- Verma, L. P. 1983. Tolerance of wheat to boron in irrigation water. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 31:167-168.
- Vicente-Mantorrel J.J. 2010. Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz, España. 556 p.
- Villada, M. 1905. Una exploración a la cuenca fosilífera de San Juan Raya, Estado de Puebla. *Anales del Museo Nacional*, tomo II, México, pp:126-164.
- Wang, Q.R., Cui, Y.S., Liu, X.M., Dong, Y. T. y Christie, P. 2003. Soil contamination and plant uptake of heavy metals polluted sites in China. *Journal of Environmental Geochemistry and health*. 38:823-838.
- Wescor, 1985. User`s manual. vapor pressure Osmometer. Wescor model 5500. USA. 16 p.

- Wetzel, R. 1981. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona España. 666 p.
- Wienhold, B J. and T. P. Trooien.1998. Irrigation water effects on infiltration rate in northern Great Plains. *Soil Sci.* 77(4):259-266.
- Wilcox, L.V. 1948. The quality of water for irrigation use. US Department of Agriculture. Tech. Bulletin 962, 40 p.
- Wilcox, L. V., G. Y. Balir and C. A. Bower. 1954. Effect of bicarbonate on suitability of water for irrigation. *Soil Sci.* 77(4):259-266.
- Wollast, R.; Mackenzie, F. T. y Bricker, O.P. 1968. Experimental precipitation and genesis of sepiolite at earth-surface conditions. *Am. Mineral.*, 53:1645-1662.
- Yang, W., Yang, L. y Zheng, J. 1996. Effect of metal pollution on the water quality in Taihu Lake. *Geo Journal (Historical Archive)*, 40:197-200.
- Yáñez-García, C., García D. S., 1982. Exploración de la región geotérmica Los Humeros-Las Derrumbadas, Estados de Puebla y Veracruz. C.F.E.
- Zaporozec, A. 1972. Graphical interpretation of water-quality data. *Ground Water* 10(2):32-43.
- Zhou, Z.Y., Fan, Y. P. y Wang, M.J. 2000. Heavy metal contamination in vegetables and their control in China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* 16-2:239.
- Zia, M. H., M. Saifullah, M. Sabir, A. Ghafoor and G. Murtaza. 2007. Effectiveness of sulphuric acid and gypsum for the reclamation of a calcareous saline-sodic soil under four crop rotations. *J. Agron. and Crop Sci.* 193:262-269.

## 11. ANEXO FOTOGRÁFICO



Fotografía 1. Manantial Chiautla, Puebla.



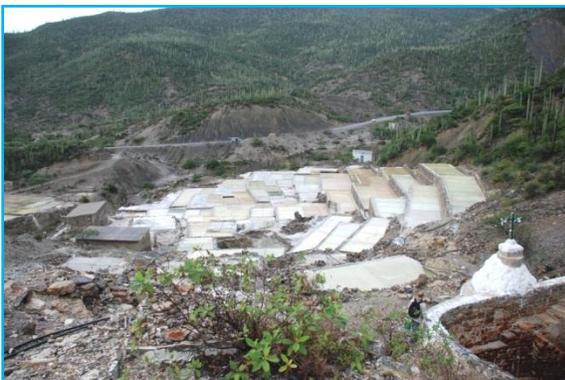
Fotografía 2. Laguna Chiautla, Puebla



Fotografía 3. Río Salado, Puebla.



Fotografía 4. Manantial Zapotitlán, Puebla.



Fotografía 5. Piletas en Zapotitlán, Puebla.



Fotografía 6. Zona fosilífera, San Juan Raya, Puebla.



Fotografía 7. Manantial Nogales, Veracruz.



Fotografía 8. Manantial, Los Manantiales Veracruz.



Fotografía 9. Lago-cráter Atexcac, Puebla.



Fotografía 10. Lago-cráter Alchichica, Puebla.



Fotografía 11. Lago-cráter La Preciosa, Puebla.



Fotografía 12. Río Puente de Dios, Puebla.



Fotografía 13. Presa Valsequillo, Puebla.



Fotografía 14. Río Pescados, Veracruz.



Fotografía 15. Río Atoyac, Puebla.



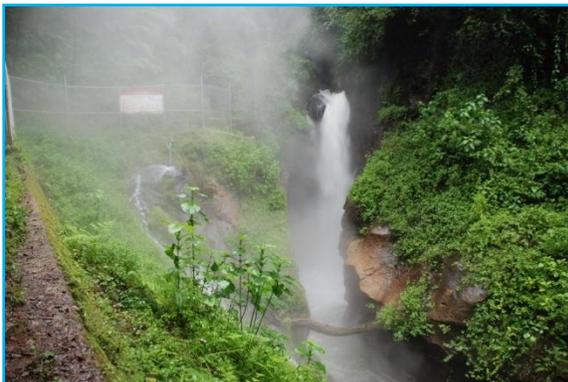
Fotografía 16. Lago-cráter Aljojuca, Puebla.



Fotografía 17. Manantial El Carmen,  
Tlaxcala.



Fotografía 18. Lago-cráter Tecuitlapa,  
Puebla.



Fotografía 19. Cascada en Río Pancho Pozas, Veracruz.



Fotografía 20. Río Pancho Pozas, Veracruz.



Fotografía 21. Lago-cráter Quechulac, Puebla.



Fotografía 22. Cascada El Encanto, Veracruz.



Fotografía 23. Río Filobobos, Veracruz.



Fotografía 24. Mar en Nautla, Veracruz.



Fotografía 25. Río Tecolutla, Veracruz.



Fotografía 26. Río Nautla, Veracruz.



Fotografía 27. Cerca de San Juan Raya, Puebla.



Fotografía 28. Río Blanco en Orizaba, Veracruz.



Fotografía 29. Riego por aspersión, Tecamachalco, Puebla.



Fotografía 30. Río San Marcos, Puebla.



Fotografía 31. Presa Necaxa, Puebla.



Fotografía 32. Determinaciones analíticas en laboratorio.



Fotografía 33. Inicio de experimento de evaporación de salmueras.



Fotografía 34. Toma de muestras de salmueras en evaporación.



Fotografía 35. Experimento de evaporación de salmueras, en proceso.



Fotografía 36. Monitoreo de temperatura en salmueras en evaporación.