



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN HIDROCIENCIAS

COMPOSICIÓN IÓNICA DEL AGUA DE LA CUENCA LERMA-SANTIAGO-PACÍFICO

JOSÉ PEDRO PÉREZ DÍAZ

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2014

La presente tesis, titulada: COMPOSICIÓN IÓNICA DEL AGUA DE LA CUENCA LERMA-SANTIAGO-PACÍFICO, realizada por el alumno: JOSÉ PEDRO PÉREZ DÍAZ, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:


DR. HECTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR:


DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

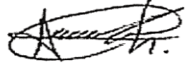
ASESOR:


DR. EBANDRO USCANGA MORTERA

ASESOR:


DR. DR. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

ASESOR:


DR. ÁLVARO CAN CHULIM

AGRADECIMIENTOS

El autor a través de este trabajo desea hacer llegar sus agradecimientos a quienes de manera directa participaron en la elaboración de esta investigación y en el proceso de su formación académico-científica, así como al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por la asignación de recursos.

Gracias a que existe la educación pública y gratuita en México, como un derecho no como privilegio, producto de una ardua lucha revolucionaria e ideológica, es posible la formación académica y científica de quienes ingresan al sistema de educación pública.

Se agradece al personal de las instituciones públicas y del Colegio de Postgraduados por impartir docencia e investigación y así cumplir a cabalidad los objetivos para los cuales fueron creadas estas instituciones.

A los Doctores:

Héctor Manuel Ortega Escobar

Edgar Iván Sánchez Bernal

Carlos Ramírez Ayala

Álvaro Can Chulim

Ebandro Uscanga Mortera

Edmundo Peña Cervantes

Rubén López Cervantes

Antonio Ilizaliturri Verastegui

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	I
ÍNDICE DE CUADROS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
RESUMEN	X
ABSTRACT	XI
I. INTRODUCCIÓN	12
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	14
2.1. OBJETIVOS	14
2.1.1. GENERAL	14
2.1.2. ESPECÍFICOS	14
2.2. HIPÓTESIS	15
2.2.1. GENERAL	15
2.2.2. PARTICULAR	15
III. REVISIÓN DE LITERATURA	16
3.1. GENERALIDADES ACERCA DEL PROCESO DE INVESTIGACIÓN	16
3.2. GEOQUÍMICA DE LOS ELEMENTOS QUE PARTICIPAN EN LA COMPOSICIÓN DEL AGUA	20
3.2.1. CALCIO	25
3.2.2. MAGNESIO	25
3.2.3. SODIO	26

3.2.4. POTASIO	26
3.2.5. CARBONO	27
3.2.6. CLORO	27
3.2.7. AZUFRE	28
3.2.8. BORO.....	28
3.2.9. FÓSFORO.....	29
3.2.10. SILICIO.....	29
3.3. COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE FUENTES SUPERFICIALES.....	30
3.3.1. HIDROQUÍMICA DE FUENTES SUPERFICIALES.....	31
3.4. ORIGEN DE LAS SALES Y SUS PROCESOS DE ACUMULACIÓN.....	39
3.5. SOLUBILIDAD DE LAS SALES.....	41
3.6. CALIDAD DEL AGUA EN RELACIÓN CON EL RIEGO AGRÍCOLA.....	46
3.6.1. ÍNDICES DE SALINIDAD	47
3.6.1.1. ÍNDICE DE SALINIDAD EFECTIVA.....	48
3.6.1.2. ÍNDICE DE SALINIDAD POTENCIAL	49
3.6.2. ÍNDICES DE SODICIDAD.....	50
3.6.2.1. RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO	50
3.6.2.2. CARBONATO DE SODIO RESIDUAL.....	51
3.6.3. ÍNDICES DE TOXICIDAD.....	53
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	55

4.1. ZONA DE ESTUDIO	55
4.2. MUESTREO Y ANÁLISIS DE AGUA	56
4.3. COMPOSICIÓN Y TIPO DE AGUA.....	60
4.4. CLASIFICACIÓN DEL AGUA EN RELACIÓN CON EL RIEGO AGRÍCOLA	61
4.5. VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS	66
4.5.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	66
4.5.1.1. CORRELACIÓN Y REGRESIÓN LINEAL.....	67
4.5.2. COMPROBACIÓN DE LOS RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE AGUA	69
4.5.2.1. EQUILIBRIO DE ANIONES Y CATIONES	69
4.5.2.2. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA CALCULADA Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA MEDIDA	70
4.5.2.3. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA MEDIDA Y SUMA DE IONES.....	71
4.5.2.4.- SUMA DE IONES EN RELACIÓN CON LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	72
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	73
5.1. HIDROQUÍMICA DE LA RED HIDROGRÁFICA LERMA-CHAPALA-SANTIAGO.....	73
5.2. COMPOSICIÓN IÓNICA DEL AGUA	78
5.3. SALINIDAD DE LAS AGUAS	88
5.4. CLASIFICACIÓN DEL AGUA EN RELACIÓN CON EL RIEGO AGRÍCOLA	98
5.5. TOXICIDAD POR IONES ESPECÍFICOS	118
VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	129
VII. LITERATURA CITADA	131

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Secuencia de extracción iónica durante la meteorización.	23
Cuadro 2. Categorías de migración de los elementos.	24
Cuadro 3. Hidroquímica de flujos superficiales.	33
Cuadro 4. Composición media del agua de algunos ríos en el mundo.	35
Cuadro 5. Análisis de agua de ríos de varias partes del mundo.	36
Cuadro 6. Composición de la corteza terrestre.	39
Cuadro 7. Solubilidad del sulfato de sodio en relación con la temperatura.	42
Cuadro 8. Solubilidad del carbonato y bicarbonato de sodio.	43
Cuadro 9. Clasificación del agua de riego según su conductividad eléctrica.	47
Cuadro 10. Clasificación del agua según su salinidad efectiva.	49
Cuadro 11. Clasificación del agua según su salinidad potencial.	50
Cuadro 12. Clasificación del agua con base en el índice de CSR.	52
Cuadro 13. Clasificación cualitativa del agua de riego.	52
Cuadro 14. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo.	58
Cuadro 15. Concentraciones de calcio corregido en el agua de riego.	62
Cuadro 16. Directrices para determinar la calidad del agua.	65
Cuadro 17. Criterios de aceptación para el balance de aniones y cationes.	70
Cuadro 18. Factores de conductividad para los iones.	71
Cuadro 19. Distribución de frecuencias que muestra el tipo de agua.	74
Cuadro 20. Composición química del agua.	81

Cuadro 21. Estadísticos descriptivos de la composición química del agua.	87
Cuadro 22. Matriz de correlación de Pearson de la conductividad eléctrica, cationes, aniones, iones, sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica estimada.	89
Cuadro 23. Indicadores de calidad del agua en relación con el riego agrícola.	99
Cuadro 24. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad.	101
Cuadro 25. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por conductividad eléctrica.	102
Cuadro 26. Distribución de frecuencias de los valores de restricción de uso del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica.	102
Cuadro 27. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por salinidad efectiva...	103
Cuadro 28. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por salinidad potencial.	103
Cuadro 29. Matriz de correlación de Pearson de las variables de relación de adsorción de sodio en sus tres formulaciones.	104
Cuadro 30. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación de la relación de adsorción de sodio.	111
Cuadro 31. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación de la relación de adsorción de sodio y conductividad eléctrica.	112
Cuadro 32. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por carbonato de sodio residual.	112
Cuadro 33. Distribución de frecuencias de los valores de reducción relativa de Infiltración.	113
Cuadro 34. Distribución de frecuencias de los valores del índice de saturación.	117
Cuadro 35. Grado de restricción de uso del agua por la concentración de boro.	119
Cuadro 36. Concentración de boro, fosfato, silicio y nitrato en las aguas analizadas.	120
Cuadro 37. Estadísticos descriptivos de las variables boro, fosfato, silicio y nitrato.	124

Cuadro 38. Niveles de toxicidad por cloro en las aguas.	124
Cuadro 39. Concentración de fosfato en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.	125
Cuadro 40. Restricción de uso del agua por el contenido de sodio expresado como relación de adsorción de sodio.	126
Cuadro 41. Distribución de frecuencias de la concentración de nitrato.	127

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. El ciclo hidrológico.....	30
Figura 2. Solubilidad de las sales en relación con la temperatura.....	41
Figura 3. Área de estudio y estaciones de muestreo.	57
Figura 4. Diagrama hidroquímico para la clasificación de agua.	60
Figura 5. Diagrama de la composición iónica relativa de las muestras de agua analizadas.	75
Figura 6. Geología de la cuenca Lerma Santiago Pacífico.	80
Figura 7. Diagrama de dispersión de sólidos totales disueltos y suma de iones.	89
Figura 8. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de iones.	90
Figura 9. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y suma de cationes.	91
Figura 10. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y suma de aniones.	92
Figura 11. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.....	93
Figura 12. Diagrama de dispersión de iones estimados y medidos.....	94
Figura 13. Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada por suma de iones en miliequivalentes por litro.	96
Figura 14. Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada por suma de iones en miligramos por litro.....	97
Figura 15. Diagrama de dispersión de las variables de relación de adsorción de sodio.	105
Figura 16. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio.....	106
Figura 17. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio corregida.....	107

Figura 18. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada.	108
Figura 19. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio.	114
Figura 20. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio corregida.	115
Figura 21. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio ajustada.	116
Figura 22. Distribución de la concentración de boro en las muestras de agua analizadas.	118
Figura 23. Distribución de la concentración de fosfato en las muestras de agua analizadas.	125
Figura 24. Distribución de la concentración de nitrato en las muestras de agua analizadas.	127
Figura 25. Distribución de la concentración de silicio en las muestras de agua analizadas.	128

COMPOSICIÓN IÓNICA DEL AGUA DE LA CUENCA LERMA-SANTIAGO-PACÍFICO

Pérez Díaz José Pedro, MC.

Colegio de Postgraduados, 2014

RESUMEN

El río Lerma tiene su origen en las lagunas de Almoloya, en el Estado de México. Pertenece a la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, una de las más importantes del país, debido a su intensa actividad agrícola e industrial genera un volumen importante de agua residual que se vierte a la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago. Asimismo, esta red hidrográfica recibe agua superficial de los ríos Guanajuato, La Laja, Turbio, Duero, Zula, Juchipila, San Pedro, Bolaños, Verde y Ruíz, entre otros, que forman parte del sistema hidrográfico de la cuenca Lerma-Santiago Pacífico. Para realizar esta investigación, cuyo objetivo fue conocer la composición iónica y tipo de agua en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; se recolectaron muestras de agua en 72 estaciones de muestreo y se analizaron las siguientes variables: calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato, nitrato, boro, silicio, potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE) y sólidos totales disueltos (STD). La interpretación de los resultados indica que el tipo de agua fue bicarbonatada con baja concentración iónica. Los valores de CE entre 0.044 y 1.674 dS m^{-1} , por lo cual, 79.2 % de las muestras de agua no tiene restricción de uso y, en 20.8 % la restricción de uso para riego agrícola es ligera, los valores de RAS-CE sugieren la clasificación del agua como baja en sodio y medianamente salina (C2-S1).

Palabras clave: Hidroquímica, Calidad del agua, Salinidad, Sodicidad, Riego agrícola.

IONIC COMPOSITION OF WATER FROM THE LERMA-SANTIAGO-PACIFIC BASIN

Pérez Díaz José Pedro, MSc.
Colegio de Postgraduados, 2014

ABSTRACT

The Lerma river originates in Almoloya lagoons, in México State. It is a part of the Lerma-Santiago-Pacífico basin, one of the country's most important basins, which, due to its intense agricultural and industrial activity, generates an important amount of wastewater, which is shed into the Lerma-Chapala-Santiago hydrographic network. Likewise, this hydrographic network receives surface water from the rivers that compose the basin's water system (rivers Guanajuato, La Laja, Turbio, Duero, Zula, Juchipila, San Pedro, Bolaños, Verde and Ruíz, amongst the most important). To carry out this investigation, water samples were taken from 72 sampling stations, with the objective to know the ionic composition and the type of water in the Lerma-Chapala-Santiago hydrographic network and a few of its tributaries by analyzing the following variables: calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), carbonate (CO_3^{2-}), bicarbonate (HCO_3^-), chloride (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), phosphate, nitrate, boron, silicon, hydrogen potential (pH), electrical conductivity (EC) and total solids dissolved (TSD). The interpretation of the results indicates that they type of water was bicarbonated with a low ionic concentration. The values for EC range between 0.044 and 1.674 dS m^{-1} , which is why 79.2% of the water samples have no use restrictions, and in 20.8% the restriction of use for agricultural irrigation is mild; the values for RAS-CE suggest the classification of water to be low in sodium and slightly saline (C2-S1).

Key words: Hydrochemistry, Water quality, Salinity, Sodicty, Agricultural irrigation.

I. INTRODUCCIÓN

Los recursos hídricos en el mundo son insuficientes, debido a la alta tasa de crecimiento de la población. En México y otros países se demanda una cantidad alta de agua potable para satisfacer las necesidades de la industria, la producción de alimentos y, en general, de la población y sus patrones de consumo (Rodríguez *et al.*, 2009), como consecuencia se generan grandes volúmenes de agua residual (Jiménez, 2001).

Aunado a lo anterior, debido a que el agua es uno de los factores limitantes para la producción agrícola, en muchas áreas de cultivo en México se utiliza agua de origen residual para el riego agrícola (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002), en este sentido, es importante evaluar su calidad en relación con el riego agrícola. Doneen (1975) mencionó que la calidad del agua está determinada por los constituyentes disueltos que contenga; al respecto, Ayers y Westcot (1987) coincidieron en que dependerá, en gran medida, de la composición iónica que presente y, de algunos índices de salinidad. En relación con la composición del agua, Kovda (1973) mencionó que toda el agua natural contiene sustancias disueltas, el tipo y la cantidad dependerán de su origen y curso, por lo cual, Eaton (1950) consideró la necesidad de evaluar el riesgo de salinización del suelo por la aplicación de este tipo de agua.

En general, los principales iones presentes en el agua, en concentraciones muy variadas, son: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , en este sentido, la salinidad total del agua es igual a la suma de la concentración de todos sus constituyentes disueltos. Existen muchas posibles combinaciones de iones mayoritarios, y las predominantes son las que definen el tipo de agua en la que están presentes.

El agua de lluvia contiene ácido carbónico procedente de la disolución del CO_2 de la atmósfera, esta agua entra en contacto con los silicatos de las rocas cristalinas y varia su estado, transformando aquellos en arcillas y liberando Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y ácido silícico no disociado. En el agua de los ríos y manantiales, el anión dominante que neutraliza las cargas eléctricas de los cationes solo puede ser HCO_3^- procedente de la disociación del ácido carbónico. Por otra parte, cuando el agua diluida inicial se concentra por evaporación, precipitan los minerales carbonatados: calcita $-\text{CaCO}_3$, la menos soluble- hasta el natrón $-\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, el más soluble- (Risacher y Fritz, 1995).

Estos procesos de disolución, precipitación y dilución, además del aporte de agua de diferente fuente, originan cambios en la composición del agua en el curso de los ríos. El objetivo de este estudio fue conocer la composición y tipo de agua presente en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y en algunas de sus corrientes tributarias, así como estimar algunos índices de salinidad y sodicidad, y clasificar el agua de acuerdo con criterios agronómicos como conductividad eléctrica - relación de adsorción de sodio (CE-RAS).

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. OBJETIVOS

2.1.1. General

Determinar e ilustrar la composición iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago mediante diagramas hidroquímicos.

2.1.2. Específicos

- Determinar las variables siguientes: potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), boro (B), ortofosfato ($\text{P} - \text{PO}_4^{3-}$), nitrato ($\text{N} - \text{NO}_3^-$), silicio ($\text{Si} - \text{SiO}_2$) y sólidos totales disueltos (STD).
- Explicar la composición iónica del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.
- Relacionar las variables medidas para observar la dependencia entre la conductividad eléctrica medida y estimada, iones, sólidos totales disueltos y relación de adsorción de sodio.
- Evaluar la calidad del agua para riego agrícola.

2.2. HIPÓTESIS

2.2.1. General

La composición hidroquímica de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, está en estrecha relación con los minerales y rocas con los que tiene contacto; a lo largo de su cauce recorre diferentes formaciones rocosas de tipo sedimentarias, por lo tanto, su composición iónica tiene ligeras variaciones por la interacción agua-roca.

2.2.2. Particular

El agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago es de baja concentración iónica y cumple con los parámetros establecidos para su uso en riego agrícola.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. GENERALIDADES ACERCA DEL PROCESO DE INVESTIGACIÓN

Toda la ciencia se basa en la suposición de que la naturaleza, en el mundo, se comporta de una manera constante y predecible que puede comprenderse mediante el estudio sistemático de los procesos que ocurren en aquella, tal es la esencia de la investigación científica que describen Tarbuck y Lutgens (2010) y cuyo objetivo es desarrollar nuevos conocimientos científicos mediante la recolección, análisis e interpretación de datos experimentales que describan los fenómenos estudiados, evidentemente este proceso de investigación debe ser dialéctico (Rojas, 2005), es decir, que exista una estrecha relación entre el conocimiento teórico y empírico (experimentos).

En este sentido, en el presente estudio se aporta información acerca de la composición química del agua cuya base teórica surge de los planteamientos de los filósofos materialistas como Demócrito, Heráclito, el divino Epicuro, Lucrecio (Titus Lucretius Carus), Leucipo y Plinio el viejo (Caius Plinius Secundus), entre otros, cuyos principios fueron retomados por Fersman y Vernadsky de los cuales derivan que “todos los átomos están en todas partes” no obstante, la detección de cada uno de estos elementos en sus distintas fases, ya sea como átomos, moléculas o iones, depende en gran medida de los instrumentos desarrollados para su determinación. De acuerdo con esto, la metodología de investigación es el proceso mismo del trabajo científico como indicó Rojas (2005). Por este motivo, en el área de calidad de aguas y manejo de suelos salinos del Postgrado en Hidrociencias, se orienta la investigación mediante la obtención directa de datos experimentales cumpliendo con el proceso dialéctico que la sustenta.

Generalmente se difunde que el agua químicamente pura es un líquido sin color, sabor u olor, lo cual es correcto, no obstante, en la naturaleza se ha observado que tal condición no se cumple ya que según sea su procedencia, todas las aguas contienen sustancias disueltas, el tipo y concentración dependerá de su origen y curso como indicó Kovda (1973).

En relación con la problemática del agua, Foster *et al.* (2003) mencionaron que en México y en el mundo se enfrentan grandes problemas entre los que destacan la disminución acelerada de la disponibilidad de agua en las zonas más pobladas y, la creciente contaminación de los cuerpos de agua susceptibles de servir como fuentes de abastecimiento, ya que México no se ha podido sustraer de las consecuencias de un desarrollo acelerado. En este caso no se indican las causas que originan dicha problemática, sin embargo, pueden atribuirse a la concentración de capital en las principales ciudades y a la explotación sin medida de los recursos naturales por parte de quienes poseen los medios de producción, cuyos objetivos se traducen en ganancias, incentivados por el modelo económico capitalista mundial.

Guerra (1989) indicó que se ha propiciado un aumento en la extracción y consumo de agua que se ha traducido, consecuentemente, en una mayor generación de aguas residuales, estas al verterse sin tratamiento a los cuerpos receptores perjudican sus usos legítimos y, disminuyen su potencial de aprovechamiento, por lo cual, en el futuro se presentarán déficits críticos en algunas regiones, lo que plantea un serio desafío para las autoridades a cargo de su administración y distribución. Es evidente que Guerra (1989), en su estudio, no consideró que el incremento en la extracción y consumo de agua se da por causa de la concentración de fábricas en las principales ciudades, aunado a la explotación agrícola de gran escala en manos del sector capitalista privado.

Esto obliga a la población a concentrarse en las ciudades industriales por causa de la división del trabajo y de la división de la sociedad en clases. Por esta razón, debe atribuirse dicha responsabilidad directamente a quienes poseen los medios de producción, ya que el proletariado lo único que tiene es su fuerza de trabajo y vive en condiciones apenas de sobrevivencia. Por tal motivo se debe tener conciencia, al igual que Marx, Engels, Lenin, Stalin y Mao, de que “el capitalismo es la causa de todos los males”. Con esta visión dialéctica y materialista, el estudio de la contaminación del agua y de la explotación de recursos, debe orientarse a conocer sus causas fundamentales para profundizar en ellas.

Para el caso específico de este estudio, en la literatura relacionada con la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, varios autores coinciden en dar a conocer la drástica contaminación y cambio en la calidad química de las aguas de esta cuenca. Lllaman la atención los títulos como: el agua de la discordia (Bogar, 2006), el río Santiago muere, los mártires del Santiago, sin embargo, no presentan datos experimentales que sustenten tan alarmantes niveles de contaminación, son criterios únicamente a juicio del investigador al puntualizar de manera enfática los drásticos cambios en la calidad del agua, que alarman por su nivel de contaminación.

En estos casos, puede deducirse, que este tipo de estudios así están dirigidos, debido a la disputa por el control de los recursos naturales existentes en esta cuenca, ya que por su ubicación en el Eje Neovolcánico, en el centro del país es una región económica importante, además, es una de las zonas que posee suelos muy fértiles donde ya se concentran capitales extranjeros en los ramos de agricultura, ganadería, minería e industria.

Debido a la falta de información seria y sistemática en relación con la calidad del agua, en este estudio se presentan datos acerca de la concentración iónica de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago, y de algunas corrientes tributarias, relacionados con la calidad del agua para riego agrícola. Cabe mencionar que durante el recorrido de la toma de muestras se observaron grandes campos de maíz, sorgo y trigo producidos por grupos ejidales en la mayoría de los casos.

Como ya se mencionó, todas las aguas contienen sustancias disueltas, entonces es importante determinar su tipo y concentración para evaluar y conocer el tipo de agua. Ya que el término de calidad carece de sentido sin una referencia. Sí se tiene en cuenta el consumo humano queda claro que el agua de esta red hidrográfica no es apta para este fin, sin embargo, esta agua no se consume directamente de los ríos ni de las presas dado que pasan por el proceso de potabilización antes de llegar al consumo doméstico. En términos agronómicos la perspectiva cambia, por tal razón en este estudio se consideran criterios hidroquímicos, agronómicos y la geoquímica de los elementos que influyen en la composición del agua.

Otro de los aspectos fundamentales que tienen relevancia durante el proceso de la investigación científica son los recursos humanos, financieros y la infraestructura; en este caso, el presente estudio ha contado con recursos económicos suficientes, personal capacitado, infraestructura especializada y recursos materiales para el tipo de estudio, y lo que es más importante, la dedicación y la vocación por el trabajo, que son aspectos de suma importancia en el desarrollo de la investigación científica.

3.2. GEOQUÍMICA DE LOS ELEMENTOS QUE PARTICIPAN EN LA COMPOSICIÓN DEL AGUA

La hidrogeoquímica se basa fundamentalmente en los procesos que ocurren en la naturaleza, en este caso, la interacción del agua con los sedimentos y rocas, en este sentido, Plinio el viejo observó en su tiempo que la composición del agua está en estrecha relación con la composición de las rocas con las cuales está en contacto en su trayecto. Este principio es fundamental en el estudio de la composición hidroquímica, ya que bajo este esquema, en los estudios hidrogeoquímicos se sustenta la siguiente tesis: la composición del agua está en estrecha relación con los minerales, rocas y sedimentos que están en contacto durante su recorrido.

Entender el proceso de extracción de iones de los minerales que tienen contacto con el agua es el principio que rige los estudios hidrogeoquímicos, tomando en cuenta, además, la teoría atómica de Demócrito que en su tiempo postuló: “Todo está formado por átomos” entendiendo que los átomos forman moléculas e iones, más tarde Vernadsky deriva “Todos los átomos están en todas partes” por su parte, Fersman, discípulo de Vernadsky, aportó los elementos para el estudio de la hidrogeoquímica.

Fersman apoyado en la teoría química acerca de los átomos, desarrolló y expuso un conocimiento profundo acerca de la distribución de los átomos en la naturaleza, en los minerales, en las rocas, en el agua y, consideró como principal objetivo organizar la información obtenida de los datos experimentales para que mediante el método dialéctico se obtenga un conocimiento superior que permita a la sociedad el entendimiento de un fenómeno determinado. Esta filosofía fue desarrollada por los países socialistas mediante políticas de Estado.

En los trabajos de Lenin, Vernadsky, al igual que Mao Tse-Tung, consideraron, en este sentido, una filosofía muy profunda en relación con el trabajo: “Descubrir la verdad a través de la práctica. Practicar, conocer, practicar otra vez y conocer de nuevo; esta forma se repite en infinitos ciclos y, con cada ciclo el contenido de la práctica y del conocimiento se eleva a un nivel más alto” (Mao Tse-Tung, 1937).

Conocer la composición química del agua superficial y subterránea es importante para determinar el tipo y naturaleza de la misma, en este sentido, el agua de lluvia que escurre sobre la superficie, está en contacto con diversas formaciones geológicas y adquiere composiciones diversas a lo largo de los ríos y arroyos, en relación con esto, se ha demostrado que la composición hidroquímica depende de la solubilidad y composición de las rocas por las que fluye el agua (Hermión-Larios, 1950; Del Arenal, 1985; Pérez-Díaz *et al.*, 2013^a; Mancilla-Villa *et al.*, 2014), además de los factores de temperatura que afectan la solubilidad.

Debido a que el agua recorre por diferentes cauces, estas tienen una composición mineralógica específica relacionada con el tipo de formación geológica del cauce, por esta razón es importante mencionar la composición química de la corteza terrestre, que se constituye predominantemente por silicio, aluminio, oxígeno y fierro, en un 87 % de su volumen total; seguidos en importancia el calcio, magnesio, sodio y potasio que son mayores del 1%, y en menor porcentaje, fósforo, manganeso, azufre, cloro, carbono y titanio. En la segunda capa de la corteza terrestre predomina el silicio y el magnesio, en general, solo una docena de minerales se encuentra de forma predominante en la capa superficial de la corteza, aunque existen más de 2,000 minerales y 80 elementos químicos que constituyen la totalidad de la corteza terrestre, esta composición varía de acuerdo con el tipo de roca y su origen, tratándose de rocas ígneas, sedimentarias o metamórficas.

De estas rocas, las que aportan elementos al agua con mayor facilidad son las sedimentarias, estas tienen su origen en la erosión y deposición de productos de meteorización de las rocas ígneas o metamórficas. Las rocas sedimentarias adquieren diversas composiciones por el aporte de residuos orgánicos o biológicos, tal es el caso de las calizas y dolomitas que se componen de conchas y esqueletos de animales, generalmente son ricas en carbono, calcio y magnesio (como CaCO_3 y MgCO_3). Otro grupo de sedimentarias está compuesto por turbas y carbones de origen vegetal.

Un tipo de roca sedimentaria está compuesta por residuos de solución originados por la cristalización de sales disueltas en el interior de la corteza terrestre o del agua de mar, las sales que se conocen son tobas calcáreas, tobas silíceas, anhidrita, sulfato de calcio y cloruro de sodio. Los residuos clásticos o detríticos que se forman de fragmentos de otras rocas constituyen también rocas sedimentarias como conglomerados y areniscas, estos residuos constituyen el 0.75 % de la capa superficial de la corteza terrestre, la composición de estos residuos varía según la composición de la roca que les da origen.

La composición del agua, desde el punto de vista geoquímico, es adquirida mediante el intemperismo de las rocas. En este proceso es fundamental el tiempo de contacto, la composición mineralógica del material y el proceso de disolución. Con respecto a esto, Kovda (1973) estableció una secuencia de extracción (**Cuadro 1**) de iones de las rocas que pasan a formar parte de las soluciones, en esta secuencia de extracción se observa que los iones monovalentes son fácilmente lavables, razón por la cual, es común encontrar iones de sodio, cloruro y potasio en el agua.

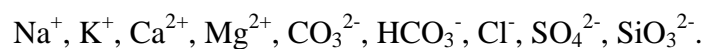
Como regularidad se observa que la extracción de los iones se lleva a cabo de acuerdo con el tipo y naturaleza de cada uno de los elementos que lo forman, en este sentido, Kovda (1973) indicó que la extracción iónica está en función del radio iónico y valencia de cada ion, por lo cual, la secuencia de extracción iónica es inversamente proporcional a la constante de energía iónica, esto significa que a medida que la constante de energía aumenta, la extracción iónica será menor.

Cuadro 1. Secuencia de extracción iónica durante la meteorización.

Secuencia de extracción	I		II		III		IV	
	Iones	C.E. [‡]	Iones	C.E. [‡]	Iones	C.E. [‡]	Iones	C.E. [‡]
Iones	Cl ⁻	0.23	Na ⁺	0.45	SiO ₃	2.75	Fe ³⁺	5.15
	NO ₃ ⁻	0.18	K ⁺	0.36			Al ³⁺	4.25
	SO ₄ ²⁻	0.66	Ca ²⁺	1.75			B ³⁺	6.75
	CO ₃ ²⁻	0.78	Mg ²⁺	2.10				

Fuente: Kovda, 1973; [‡]Coeficiente de energía.

La constante de energía está en relación con la carga y el radio iónico, la constante de energía de los iones tetravalentes y trivalentes es mayor con respecto a la de los iones divalentes y monovalentes, esta es la razón por la que los iones monovalentes y divalentes son muy fácilmente encontrados en el agua, y en menor proporción los trivalentes. Según sea su naturaleza en las rocas y minerales podemos encontrar fácilmente los iones de:



La movilidad de los compuestos formados a partir de los elementos (**Cuadro 2**) y su acumulación en forma de sales incrementa cuando disminuye el coeficiente de energía de los iones, el radio iónico y la valencia.

Cuadro 2. Categorías de migración de los elementos.

Categoría de migración		
1	Silicio (cuarzo)	Virtualmente no lavables
2	Fe, Al, Si	Ligeramente lavables
3	Si, P, Mn	Lavables
4	Ca, Na, K, Mg, Cu, Co, Zn	Altamente lavables
5	Cl, Br, I, S, C, B	Muy Altamente lavables

Fuente: Kovda, 1973.

Los elementos de la cuarta y quinta categoría de migración constituyen los principales componentes que contribuyen a la formación y acumulación de sales de cloruro de sodio, sulfato de sodio, cloruro de magnesio, sulfato de magnesio, sulfato de calcio, carbonato de sodio, bicarbonato de sodio, carbonato de calcio y carbonato de magnesio.

3.2.1. CALCIO

En relación con los elementos que forman la corteza terrestre, el contenido de **calcio** en los primeros 16 Kilómetros es de 3.6 % equivalente a 5.1 % de óxido de calcio. Las rocas ígneas y sedimentarias contienen entre 2 y 7 % de calcio, mientras que las calizas predominantes en algunas zonas áridas y semiáridas, tienen entre 30 y 40 %. Por efecto del intemperismo de estas rocas ricas en calcio (como carbonato de calcio y sulfato de calcio) se libera Ca^{2+} que se solubiliza y migra a las aguas, y por efecto de precipitación puede depositarse nuevamente o pasar a otras formas como parte de las plantas, adsorbido en los suelos o precipitado como compuesto cálcico.

En las zonas áridas y semiáridas son predominantes los compuestos de calcio como carbonato de calcio y sulfato de calcio, dado que estos compuestos son de baja solubilidad y en condiciones de escasa precipitación pluvial, se favorece su depositación en la superficie. Kovda (1973) mencionó que las concentraciones de calcio están asociadas con los feldespatos, piroxenos, anfíboles, micas y minerales arcillosos. La plagioclasa básica contiene entre 7 y 14 % de calcio, los piroxenos como augita entre 11 y 18 %, la ortoclasa, la biotita y los vidrios volcánicos tienen hasta 1.5 %.

3.2.2. MAGNESIO

Al igual que el calcio, el **magnesio** es muy abundante en la corteza terrestre y puede encontrarse hasta 2.3 % como constituyente de diversos minerales, principalmente en los silicatos como la biotita (SiO_3FeMg) y el olivino, también forma parte de otros silicatos como clorita, vermiculita, illita y montmorillonita (Navarro, 2003). Asimismo se encuentra en la dolomita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$) y la magnesita (MgCO_3).

En las regiones áridas y semiáridas se presenta algunas veces acumulación de $MgSO_4$ (Fassbender, 1986) y pasa en parte al estado de sales solubles como cloruros y sulfatos de magnesio, estas sales pueden lixiviarse, o ser absorbidas por organismos animales y vegetales, también pueden precipitarse y depositarse en la superficie de los suelos.

3.2.3. SODIO

El **sodio** procede de los minerales silicatados como hornablenda y moscovita. Los minerales más abundantes en sodio son los que se encuentran inundados por el agua de mar. El sodio es fácilmente lavable por lo que es un ion comúnmente encontrado en el agua junto con el cloro. Por hidrólisis de los carbonatos de sodio este último es liberado y pasa a la solución originando un pH alcalino en las aguas ricas en estos iones.

Los minerales de sodio precipitan durante la evaporación del agua, por ejemplo la halita ($NaCl$), mirabilita ($NaSO_4 \cdot 10H_2O$), salitre sódico ($NaNO_3$), termonatrita ($Na_2CO_3 \cdot NaHCO_3 \cdot 2H_2O$), glauberita ($2Na_2SO_4 \cdot Na_2CO_3$) y gaylusita ($CaCO_3 \cdot Na_2CO_3 \cdot 5H_2O$) (Szabolcs, 1989).

3.2.4. POTASIO

El contenido de **potasio** en la corteza terrestre es de 2.5 %, aproximadamente. Éste predomina en las rocas ígneas más que en las sedimentarias. En este caso en minerales silicatados, feldespatos, micas y en los minerales arcillosos. La ortoclasa contiene entre 7 y 12 % de potasio. La leucita hasta 16 %, la plagioclasa, anfíboles y piroxenos alcanzan menos del 1 % (Fassbender, 1986). Diversos procesos como la hidrólisis, acidificación y disolución dan lugar a la liberación del potasio.

3.2.5. CARBONO

Los compuestos del **carbono** forman parte importante en las sustancias orgánicas, donde el carbono junto con el oxígeno forma el gas de dióxido de carbono (CO_2) existente en todo el planeta. El CO_2 se solubiliza en el agua y origina el ácido carbónico. Este último ejerce acción de intemperismo en los minerales que forman las rocas calizas descomponiéndolos en bicarbonatos y carbonatos liberando Ca^{2+} .

El bicarbonato (como ácido carbónico) es responsable de la acidez en el agua, debido a la disociación del ácido carbónico se genera el ion HCO_3^- liberando protones H^+ , mientras que la fuente principal del ión CO_3^{2-} proviene del lavado de rocas calizas. Parte del CO_3^{2-} que contiene la roca caliza pasa al agua e incrementa el pH por la liberación de OH^- , lo cual da lugar a la alcalinidad.

En la corteza terrestre los compuestos de carbono están distribuidos en forma de carbonatos de calcio presentes en rocas calizas y mármoles, los carbonatos de calcio junto con el magnesio forman las dolomitas $[(\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2)]$. Los carbonatos de calcio y magnesio están presentes en las rocas sedimentarias (Kovda, 1967) ampliamente distribuidos en los minerales como la calcita (CaCO_3), dolomita $[(\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2)]$, magnesita (MgCO_3), soda (Na_2CO_3), potasa (K_2CO_3) y trona ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{NaHCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

3.2.6. CLORO

Todos los iones se encuentran asociados con diversos minerales, así, el ión cloruro se encuentra asociado con el ión sodio en el mineral de halita que forma la sal de cloruro de sodio (NaCl), también se encuentra como cloruro de calcio y de magnesio.

El ión cloruro procede de la descomposición de las rocas ígneas y de evaporitas ricas NaCl, debido a su alta solubilidad fácilmente pasa al agua y permanece por largo tiempo antes de precipitar como NaCl. Una pequeña porción puede quedar insoluble como cloruros de plata, mercurio, cobre o plomo y, son solubilizados cuando hay condiciones de acidez en las soluciones.

3.2.7. AZUFRE

En relación con el **azufre**, la corteza terrestre contiene 0.06 %, en las rocas cristalinas la cantidad es de 0.22 %. En las rocas ígneas se encuentra en forma de piritita (FeS_2). En las rocas sedimentarias predomina en forma de sales de ácido sulfúrico como yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhidrita (CaSO_4), kiserita ($\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) y glauberita [$\text{Na}_2\text{Ca}(\text{SO}_4)_2$] entre otros.

En determinadas condiciones ciertas bacterias oxidantes descomponen el ácido sulfúrico, a su vez, el azufre elemental reacciona con el oxígeno y forma dióxido de azufre, este se combina con el agua para producir una solución ácida. Ciertas cantidades de estas soluciones ácidas reaccionan con los carbonatos de los metales alcalinotérreos que dan origen a las sales de sulfato.

3.2.8. BORO

El **boro** se encuentra en los minerales como boratos hidratados, bórax ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), borosilicatos (turmalina). Este elemento predomina en las rocas ígneas y sedimentarias, es abundante en los granitos y menos abundante en los basaltos bajo la forma de silicatos. La turmalina es uno de los minerales que comúnmente contiene boro entre 3 y 4 %.

El boro disperso en los minerales silicatados no es asimilable sino hasta después de largos periodos de descomposición debido a que es un elemento trivalente y de bajo radio iónico, este solo está disponible bajo determinadas condiciones de acidez.

3.2.9. FÓSFORO

El **fósforo** se deriva del ácido fosfórico y se encuentra presente en el agua, en mayor cantidad, como ortofosfato. El fósforo, cuya fuente principal es la apatita, se genera a partir del intemperismo de las rocas ígneas y de la lixiviación de los suelos que contienen desechos orgánicos. La incorporación de fósforo al agua residual se debe a los drenajes de las zonas de producción agrícola donde utilizan fertilizantes fosfatados, y drenajes domésticos e industriales que aportan detergentes (Velázquez-Machuca *et al.*, 2010).

3.2.10. SILICIO

El **silicio** es el segundo elemento más abundante del planeta y se encuentra en la mayoría de las aguas, en corrientes superficiales está en bajas concentraciones. Es el constituyente común de las rocas ígneas, el cuarzo y la arena.

El silicio existe normalmente como óxido (SiO_2 y SiO_3), este puede estar en forma insoluble, soluble y coloidal. Muchas aguas naturales contienen menos de 10 mg L^{-1} de silicio, algunas pueden tener hasta 80 mg L^{-1} . El agua en contacto con lavas contiene silicio en abundancia, por ejemplo el agua termal.

3.3. COMPOSICIÓN Y CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE FUENTES SUPERFICIALES

La composición química del agua varía en su concentración iónica según las estaciones del año, lo anterior se traduce en que en las épocas de lluvia se lleva a cabo el proceso de dilución. Durante el día, en época de verano, cuando la temperatura es elevada hay mayor evaporación de agua y esto conduce a una mayor concentración, en estos procesos influye la solubilidad de las sales en relación con la temperatura, esta es la razón de la variación de la composición iónica del agua. Por tal motivo es preciso considerar el ciclo hidrológico (**Fig. 1**) y la migración de elementos en el agua de los ríos.

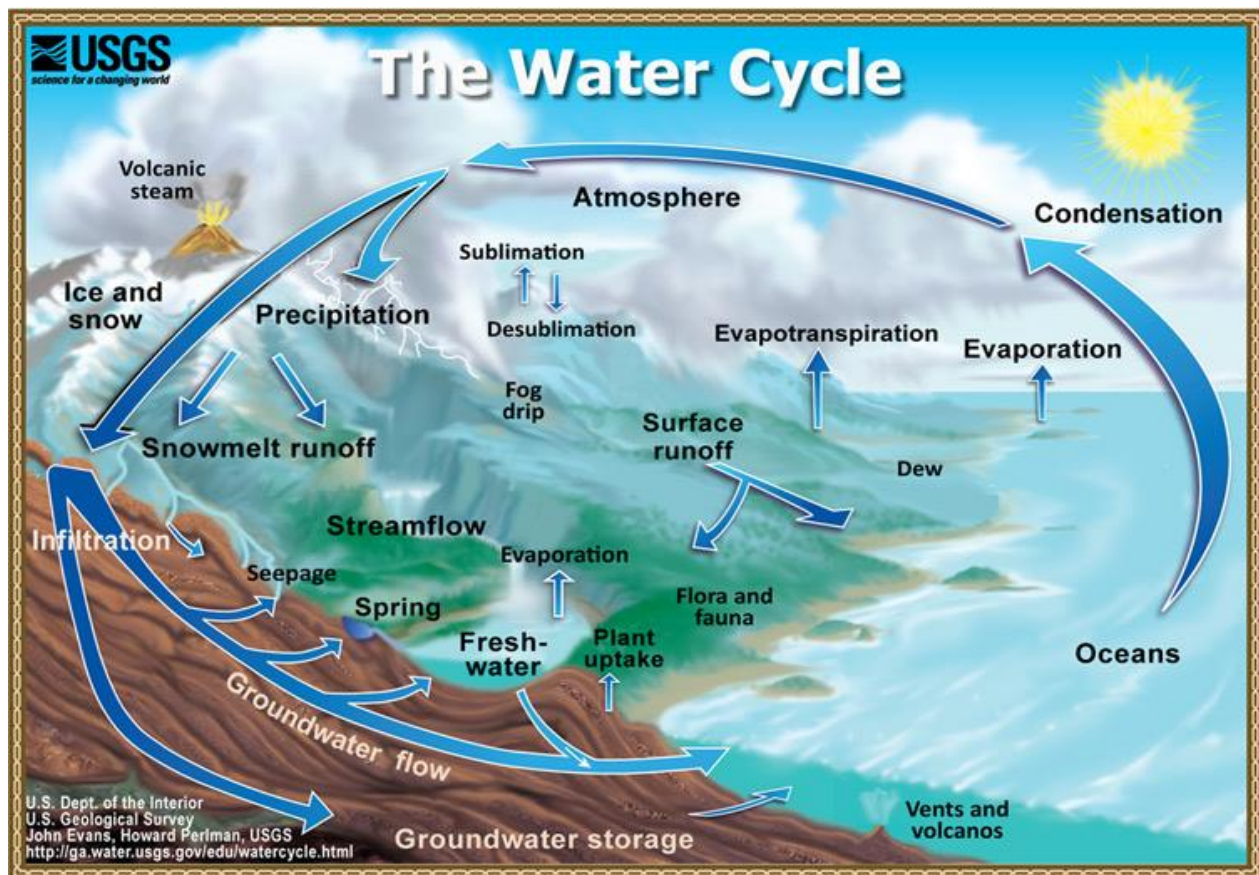


Figura 1. El ciclo hidrológico.

Fuente: <http://water.usgs.gov/edu/watercycle.html>

Como se observa en la **Figura 1**, la hidrósfera tiene una dinámica continua evaporándose de los océanos a la atmósfera, precipitándose sobre la tierra y fluyendo en forma subterránea y superficial en arroyos, lagos, manantiales y ríos por los que llega el agua nuevamente al océano.

El océano es el rasgo más destacado de la hidrósfera, cubre casi el 71 % de la superficie terrestre hasta una profundidad media de unos 3,800 metros y, representa alrededor del 97 % del agua de la tierra. La hidrósfera incluye también el agua dulce que se encuentra en las corrientes superficiales y subterráneas, lagos y glaciares, además, el agua es un componente fundamental de todos los seres vivos, sin embargo, estas fuentes de agua dulce representan una pequeña fracción del total (Tarbuck y Lutgens, 2010).

3.3.1. HIDROQUÍMICA DE FUENTES SUPERFICIALES

Considerando que el tiempo de contacto del agua de escorrentía superficial es menor con respecto al agua subterránea, la cual circula más lentamente y es de mayor concentración iónica puesto que entran en contacto con diversos perfiles litológicos y, por el contrario, las aguas superficiales tienen bajas concentraciones por un menor tiempo de contacto con las rocas.

Toda el agua natural tiene concentraciones variadas de sustancias disueltas, como aniones y cationes, los principales son: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} . En este sentido, la salinidad total del agua es igual a la suma de la concentración de todos sus constituyentes disueltos.

El agua potable tiene una salinidad entre 50 mg L^{-1} y 1 g L^{-1} , la salinidad del agua de mar es de 33 g L^{-1} , el mar muerto tiene una concentración de 400 g L^{-1} . La gran mayoría de las aguas saladas deben su carga salina a la presencia de dos o tres iones solamente y siempre corresponden a sales muy solubles, 90 por ciento de los casos a salmueras de NaCl, en este contexto el término “sal” designa a un mineral muy soluble. La mayoría de los minerales originan sales, cualquiera que sea su solubilidad, al respecto, la solubilidad varía con la temperatura, por lo tanto, el sulfato de sodio, carbonato de sodio, sulfato de magnesio y cloruro de calcio son de muy baja solubilidad a baja temperatura, la solubilidad del NaCl generalmente no varía con la temperatura.

Hardie y Eugster (1970) presentaron un modelo de evolución del agua por evaporación, de acuerdo con este modelo la composición de la salmuera final, así como de las sales resultantes, depende fundamentalmente de la composición inicial del agua, que a su vez, depende de la naturaleza de las rocas.

Quienes se dedicaron al estudio de la geoquímica al final de la década de 1960 observaron que las evaporitas continentales eran más variadas que las marinas (Risacher y Fritz, 1995). Todas las sales marinas se encuentran en las cuencas continentales, existe también una familia de sales ausente en los sedimentos marinos, se trata de los carbonatos de sodio que precipitan a partir de salmueras muy básicas ($\text{pH} > 10$). Mientras que el sulfato de sodio, los boratos y silicatos de sodio corresponden casi exclusivamente a sales evaporitas continentales.

El catión mayoritario en las salmueras continentales casi siempre es Na^+ , existen muy pocas salmueras de Mg^{2+} o Ca^{2+} dominante y no se conocen salmueras naturales en las que el K^+ sea mayoritario, los aniones más abundantes son Cl^- , SO_4^{2-} y CO_3^{2-} . No obstante existen muchas posibles combinaciones de constituyentes mayoritarios.

El agua de lluvia contiene ácido carbónico procedente de la disolución del dióxido de carbono de la atmósfera, esta agua entra en contacto con los silicatos de las rocas cristalinas transformando aquellos en arcillas y liberando Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y ácido silícico no disociado en el agua de los manantiales y ríos, el anión dominante que neutraliza las cargas eléctricas de los cationes solo puede ser HCO_3^- procedente de la disociación del ácido carbónico del agua de lluvia. Cuando el agua diluida inicial se concentra por evaporación, solo precipitan minerales carbonatados: CaCO_3 , la menos soluble hasta el $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, el más soluble (Risacher y Fritz, 1995). En el **Cuadro 3** se observa que el agua de los ríos es de baja concentración.

Cuadro 3. Hidroquímica de flujos superficiales.

Ubicación	Nombre	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	$\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$	SO_4^{2-}	Cl^-
		----- meq L ⁻¹ -----					
Valle Sacramento, California	Río Sacramento	0.62	0.50	0.38	1.23	0.14	0.13
Washington	Río Yakima	0.56	0.33	0.27	0.99	0.07	0.10
El Paso, Texas	Río Grande	3.88	1.49	6.35	3.31	5.12	3.29
Valle Imperial, California	Río Colorado.	5.02	2.71	6.38	2.89	6.68	4.54

Fuente: Bower y Wilcox, 1965.

Conocer la composición química del agua superficial y sus variaciones en las regiones agrícolas permite comprender los procesos de acumulación de sales en los espesores de los suelos. Y de acuerdo con el análisis de diversos estudios relacionados con la composición hidroquímica de fuentes superficiales (Ayers y Westcot, 1987) se ha podido establecer como generalidad la siguiente tesis: “la concentración iónica total del agua de los ríos es inversamente proporcional a su caudal” esto quiere decir: a medida que los ríos aumentan su volumen de agua, disminuye su concentración por efecto de dilución, y conforme disminuye su volumen se incrementa su concentración por efecto de evaporación. Este comportamiento tiene lugar durante la época de lluvias y de estiaje. Por lo cual, el agua superficial puede clasificarse en dos grupos: el agua que fluye (ríos) y agua estancada (lagos). En la composición principal del agua de los ríos en todo el mundo (**Cuadro 4**) se observa que predomina el HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} y Na^+ (Kovda, 1973).

Los elementos comúnmente encontrados en el agua superficial y subterránea, en diferente concentración, son principalmente Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , y en menor concentración iones de silicio y boro. No obstante, los iones predominantes serán aquellos cuya naturaleza se encuentre en las rocas, minerales y sedimentos por donde fluye el agua. Por ejemplo, se encontrarán mayores concentraciones de carbonato de calcio en zonas donde predominan las rocas calizas. Debido a que la caliza es una roca sedimentaria compuesta mayoritariamente por carbonato de calcio, y predomina generalmente en las zonas áridas. Los lagos que se encuentran en cuencas endorreicas, por lo general poseen un alto contenido de sales, y las aguas de lagos en cuencas exorreicas tendrán baja salinidad (Kovda, 1973). En el **Cuadro 4** se muestra el promedio de la concentración de algunos ríos en las regiones de América del Norte, América del Sur, Europa, Asia, África y Australia.

Cuadro 4. Composición media del agua de algunos ríos en el mundo.

Ubicación	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
	----- mg L ⁻¹ -----							
América del norte	68.0	20.0	8.0	1.0	21.0	5.0	9.0	1.4
América del sur	31.0	4.8	4.9	0.7	7.2	1.5	4.0	2.0
Europa	95.0	24.0	6.9	3.7	31.1	5.6	5.5	1.7
Asia	79.0	8.4	8.7	0.7	18.4	5.6	9.3	-
África	42.0	13.5	12.1	0.8	12.5	3.8	11.0	-
Australia	31.6	2.6	10.0	0.05	3.9	2.7	2.9	1.4

Fuente: Kovda, 1973.

La agricultura de regadío depende tanto de la cantidad como de la calidad del agua. El concepto de calidad se refiere a las características que pueden afectar su potencial de uso, en este sentido la calidad se define por su composición química, física y biológica (Ayers y Westcot, 1987). En este estudio se consideran como parámetros fundamentales la CE, pH y composición iónica.

En el **Cuadro 5** se muestra el promedio de la composición química de los ríos de varias partes del mundo usados en la agricultura donde se observan los valores de CE y los principales cationes y aniones. Los valores de pH en el agua son ligeramente alcalinos (pH < 8.5).

Cuadro 5. Análisis de agua de ríos de varias partes del mundo.

Lugar	CE dS m ⁻¹	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
			----- meq L ⁻¹ -----						
Río Oker, Alemania	0.98	7.2	4.0	2.7	3.0	0.3	4.3	4.2	1.5
Río Erse, Alemania	1.91	7.1	8.0	5.3	4.3	1.4	12.8	6.0	0.5
Río Mae Kong, Thailandia	0.28	7.0	1.7	0.5	0.5	-	0.4	0.4	1.9
Río Mae Nam Chao, Thailandia	0.30	6.8	1.7	0.5	0.7	-	0.5	0.1	2.5
Río Segura, España	0.43	8.5	2.3	2.8	1.0	-	1.0	2.3	2.3
Río Guadiana, España	0.61	8.1	4.0	3.1	1.1	-	1.4	5.3	1.3
Río Pichanas, Argentina	0.59	7.4	1.5	1.0	3.6	0.2	1.2	1.5	3.6
Río Amazonas, Brasil	0.04	6.5	0.2	0.1	0.1	-	0.1	0.6	0.3
Río Bío-Bío, Chile	0.05	7.1	0.3	0.1	0.1	-	-	0.1	0.5
Río Kunuz, Afganistán	0.60	7.8	2.2	1.3	2.2	0.1	2.3	0.8	2.6
Río Khan-Abed, Afganistán	1.20	7.8	3.8	2.7	5.2	0.2	5.0	1.4	5.5
Río Indus, Pakistan	0.25	7.7	1.8	0.7	0.6	-	0.4	0.4	2.3
Río Jhelem, Pakistan	0.50	7.4	1.7	0.6	0.4	-	0.2	0.6	1.7
Río Sutlej, Pakistan	0.34	7.6	1.8	0.4	10.2	-	0.4	0.8	2.2
Río Sulti, Bolivia	0.68	-	1.0	1.0	4.0	0.4	1.7	1.2	3.5
Río Cauca, Colombia	0.87	-	3.5	4.4	3.7	-	0.5	1.6	7.8
Río Amaine, Colombia	0.55	-	3.0	2.6	0.8	-	0.5	0.4	5.1
Río Lempa, el Salvador	0.22	8.3	1.1	0.7	0.9	0.2	0.4	0.4	2.1
Río Jiboa, el Salvador	0.63	8.2	1.2	0.6	4.4	0.3	3.6	0.6	2.5
Río Calentura, el Salvador	0.75	7.5	2.2	2.3	3.0	0.1	3.4	0.4	4.7

Cuadro 5. Continuación...

Lugar	CE	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
	dS m ⁻¹		----- meq L ⁻¹ -----						
Río Lerma, México ^{&}	0.57	7.15	1.49	1.25	2.31	0.57	1.71	0.77	2.97
Río Grande Santiago, Méx. ^{&}	0.49	7.39	1.48	1.03	1.80	0.48	1.39	0.46	2.80
Río Juchipila, México ^{&}	0.19	7.26	1.13	0.42	0.17	0.22	0.35	0.17	1.37
Río Duero, México [†]	0.22	7.10	0.60	0.74	0.77	0.09	0.29	0.14	1.84
Río Tula, México ^{''}	-	-	2.34	3.37	6.91	-	4.28	1.58	8.01
Río Pisco (aguas arriba), Perú	0.67	7.8	2.7	0.9	2.1	0.1	2.4	0.3	2.8
Río Pisco (aguas abajo), Perú	5.83	7.7	18.0	4.5	36.5	0.4	38.5	16.9	3.5
Río Ica, Perú	0.31	8.2	1.5	0.5	0.7	0.1	0.5	0.2	2.0
Río Majes, Perú	0.38	7.2	1.6	0.5	0.8	0.1	1.0	0.2	1.7
Río Limón, Venezuela	0.82	-	6.5	1.6	1.4	-	2.3	2.2	4.6
Río Palmar, Venezuela	0.96	-	1.3	3.6	2.8	-	0.2	6.2	1.8
Río Nilo, el Cairo, Egipto	0.4	-	1.4	1.0	1.0	-	0.6	0.4	2.6
Río Diyala, Iraq	0.47	8.0	3.3	1.5	0.7	-	0.5	1.9	2.8
Río Éufrates, Al Kaim, Iraq	0.73	-	2.8	2.3	2.0	-	1.8	2.8	3.1
Río Éufrates, Sumarra, Iraq	1.44	-	3.0	3.5	4.3	-	4.9	3.0	4.2
Río Tigris, Mosul, Iraq	0.46	-	2.7	1.8	0.5	-	0.7	1.4	3.2
Río Tigris, Qurne, Iraq	1.14	-	3.8	3.2	2.9	-	3.0	3.1	3.7
Río Khabour, Ras-el-ain, Siria	0.39	6.6	2.5	1.6	0.4	0.1	0.4	0.8	2.9
Río Niger, Nigeria	0.05	7.4	0.2	0.1	0.2	0.1	-	0.1	0.4
Río Zambezi, Zimbabwe	0.10	7.3	0.5	0.4	0.1	-	0.1	0.1	0.8

Cuadro 5. Continuación...

Lugar	CE dS m ⁻¹	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
			----- meq L ⁻¹ -----						
Río Colorado, California, EU	1.48	7.9	4.6	2.9	9.5	0.1	4.3	9.2	2.9
Río Álamo, California, EU	4.64	-	11.4	11.8	33.6	0.3	23.5	26.9	5.0
Río Bravo, EU-MX	0.37	-	2.2	0.6	1.0	-	0.2	1.3	2.3
Río Bravo, EU-MX	0.63	-	2.7	0.9	2.5	0.1	1.0	2.6	2.6
Río Bravo, presa Caballo, MX	0.69	-	2.9	0.9	2.9	0.1	1.5	2.6	2.8
Río Bravo, presa Leasburg, EU	0.80	-	3.4	1.1	3.4	0.1	1.9	3.2	3.0
Río Bravo, el paso, EU-MX	1.32	-	4.6	1.5	7.2	0.1	4.0	5.9	3.7
Río Bravo, EU	5.82	-	15.6	7.0	39.7	0.2	39.2	18.5	4.8
Río San Joaquín, California, EU	0.06	-	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4
Río Feather, California, EU	0.09	-	0.4	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.7
Río Columbia, Dallas TX, EU	0.21	7.9	1.2	0.5	0.7	-	0.1	0.4	1.8
Río Sacramento, California, EU	0.18	7.2	0.6	0.6	0.5	0.3	0.3	0.3	1.3
Río Sneake, Idaho, EU	0.50	-	2.3	1.6	1.3	0.1	0.7	1.1	3.5
Río Colorado, Arizona, EU	1.38	-	5.2	2.6	6.4	0.2	4.0	7.6	2.8
Río Mississippi, Luisiana, EU	0.42	7.5	2.1	1.0	1.1	0.1	0.9	1.2	2.2
Río Gila, Arizona, EU	7.42	-	17.0	12.0	53.1	1.2	49.7	28.1	5.5
Río Salt, Arizona, EU	1.38	-	1.2	2.6	8.9	0.2	9.1	1.0	2.8
Río Pecos, Nuevo México	3.37	-	20.4	6.2	13.3	-	13.8	23.8	2.3
Río Medjerda, Túnez	5.30	-	12.8	8.8	34.0	-	19.6	21.2	2.2

Fuente: Ayers y Westcot, 1987; & Datos propios de la investigación; †Velázquez-Machuca *et al.*, 2010; ‡Del Arenal, 1985.

3.4. ORIGEN DE LAS SALES Y SUS PROCESOS DE ACUMULACIÓN

Las sales se originan a partir de los procesos de intemperismo de los minerales y rocas que constituyen la corteza terrestre, la cual, de acuerdo con Kovda (1973) tiene la siguiente composición:

Cuadro 6. Composición de la corteza terrestre.

Elemento	Composición (%)	Elemento	Composición (%)
Oxígeno	49.13	Hidrógeno	1.00
Silicio	26.0	Titanio	0.61
Aluminio	7.45	Carbono	0.35
Hierro	4.20	Cloro	0.20
Calcio	3.25	Fósforo	0.12
Sodio	2.40	Azufre	0.10
Magnesio	2.35	Manganeso	0.10
Potasio	2.35		

Fuente: Kovda, 1973.

El intemperismo de las rocas que contienen estos elementos, los libera mediante reacciones de hidratación y disolución de los minerales. Estos posteriormente constituyen las sales que pasan a formar parte de las soluciones y que son conducidas y distribuidas a diferentes zonas, como depósitos continentales o finalmente al mar. Estas sales transportadas en el agua salinizan los suelos agrícolas.

No todos los elementos son extraídos en igual intensidad ya que su velocidad de migración y acumulación es inversamente proporcional al coeficiente de energía de los iones (Kovda, 1973). De lo cual podemos deducir que los cloruros, nitratos, sulfatos y carbonatos de iones alcalinotérreos, son las sales que se forman con mayor facilidad como consecuencia del intemperismo y sus bajos coeficientes de energía. Por lo tanto, su precipitación es menor, y por esta razón permanecen más tiempo solubles en el agua, tal es el caso del NaCl.

Además del citado proceso que da origen a las sales es importante distinguir los diferentes ciclos de acumulación, que están asociados directamente con las condiciones climáticas, geomorfológicas, hidrogeológicas, biológicas y de las actividades antrópicas que se realizan en cada región (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014). Con respecto a las condiciones climáticas, la acumulación de sales será mayor cuando exista una alta temperatura y baja precipitación pluvial, por ejemplo, en las zonas áridas y semiáridas se encuentran condiciones de salinidad (Kovda, 1973) mientras que en las regiones húmedas las sales son lavadas con mucha facilidad.

La orografía tiene importancia debido a que hay mayor acumulación de sales en cuencas cerradas, por el contrario, en cuencas exorreicas no ocurre esta acumulación porque las sales son lavadas y transportadas por los ríos directamente al mar, por ello en los flujos superficiales de estas cuencas existen bajas concentraciones iónicas. La acumulación de sales en los continentes está en relación con el movimiento y redistribución mediante las corrientes de agua en las cuencas, mientras que en los deltas de los ríos utilizados en la agricultura la acumulación de sales está en relación con el riego agrícola.

3.5. SOLUBILIDAD DE LAS SALES

La solubilidad de las sales está relacionada con la temperatura y el tipo de sal, es importante esta propiedad en el riego agrícola porque, generalmente, si la concentración salina es elevada ocasiona efectos perjudiciales a los cultivos. Se ha observado que las sales más nocivas son aquellas cuya solubilidad es alta, ya que las que son poco solubles precipitan antes de alcanzar niveles perjudiciales para los cultivos.

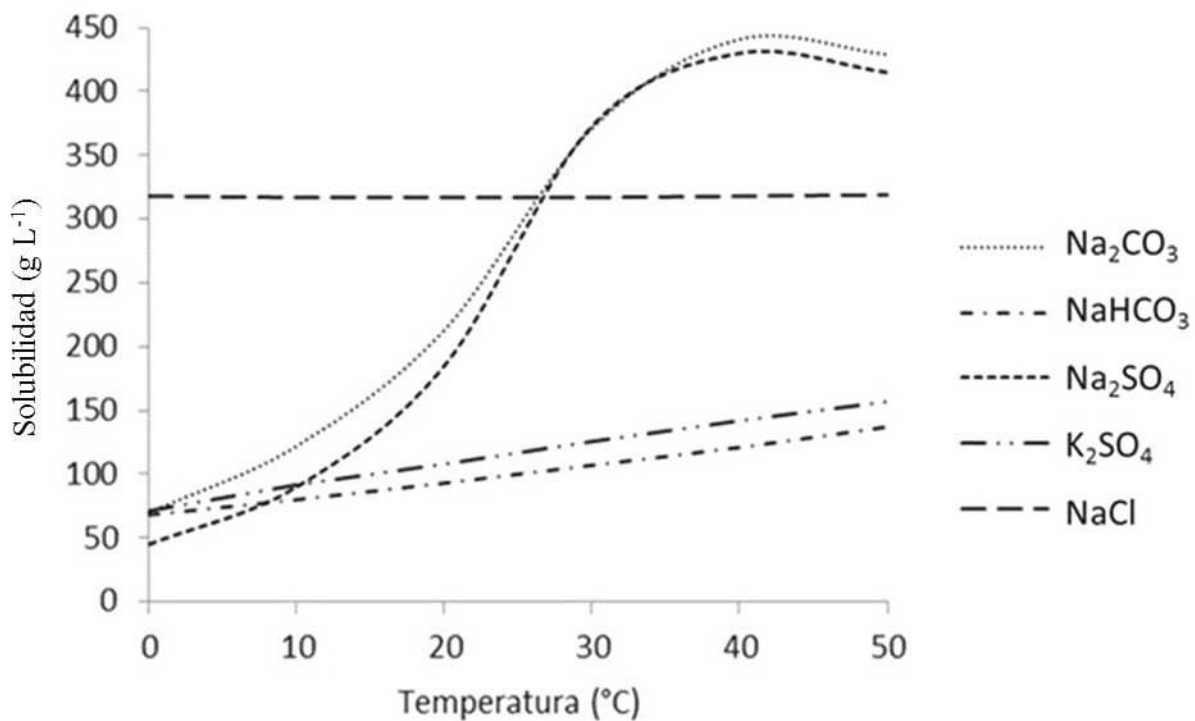


Figura 2. Solubilidad de las sales en relación con la temperatura.
Fuente: Kovda, 1973.

En la **Figura 2** se observa que la solubilidad disminuye junto con la temperatura en todas las sales excepto el NaCl que es la más soluble y no varía con la temperatura, es decir, su solubilidad casi permanece constante en comparación con las demás sales, por esto es muy perjudicial a ciertos niveles de concentración para algunos cultivos (Kovda, 1973).

En las soluciones la presencia de iones comunes provoca la disminución de la solubilidad de las sales, en cambio, con iones diferentes suele aumentar la solubilidad de la sal menos soluble, por ejemplo, el yeso tiene una solubilidad de 2.06 g L^{-1} pero en presencia de NaCl esta se incrementa hasta 7.09 g L^{-1} .

Las sales más importantes relacionadas con el agua, y la solución del suelo, son las de sulfato de magnesio, sulfato de sodio y sulfato de calcio, cloruro de sodio y magnesio, carbonatos y bicarbonatos de sodio.

Sulfato de magnesio: esta sal existe en las aguas y los lagos, su solubilidad es de 262 g L^{-1} a 25°C , y es una de las más perjudiciales para los cultivos. El **sulfato de sodio** también es un componente típico de las aguas freáticas, lagos y suelos salinos, su toxicidad es mayor que la del sulfato de magnesio y su solubilidad (**Cuadro 7**) varía con la temperatura.

Cuadro 7. Solubilidad del sulfato de sodio en relación con la temperatura.

Temperatura ($^\circ\text{C}$)	Solubilidad (g L^{-1})
0	45
10	90
20	185
30	373
40	430
50	415

Fuente: Kovda, 1973.

En relación con los suelos este hecho tiene una importancia particular ya que en la estación cálida el sulfato de sodio asciende por capilaridad a la superficie del suelo, cuando baja la temperatura disminuye su solubilidad y precipita en forma de mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), en la siguiente estación cálida esta se deshidrata y forma un polvo blanco de thenardita (Na_2SO_4). Por esta razón los suelos ricos en Na_2SO_4 dispersan sus partículas y como consecuencia el suelo pierde su estructura formando un suelo con apariencia suelta y seca, en ocasiones se observa una costra que fácilmente se rompe y sus partículas son arrastradas con facilidad por el viento. Estos son los suelos denominados Solonchak en la nomenclatura Rusa.

Junto con los sulfatos de sodio y magnesio, el **cloruro de sodio** es frecuente en las aguas y suelos; su toxicidad es alta para algunos cultivos agrícolas, así como su solubilidad (318 g L^{-1}) y no varía con la temperatura, mientras que la solubilidad del **carbonato de sodio** (Cuadro 8) es alta y varía mucho con la temperatura.

Cuadro 8. Solubilidad del carbonato y bicarbonato de sodio.

Temperatura (°C)	Solubilidad (g L^{-1})	
	Carbonato de sodio	Bicarbonato de sodio
0	70	68
10	122	80
20	213	93
30	371	107
40	441	121
50	429	137

Fuente: Kovda, 1973.

En el **Cuadro 8** se observa que la solubilidad del bicarbonato de sodio es menor que la del carbonato de sodio a la misma temperatura. En condiciones de $\text{pH} < 8.4$ no hay presencia de carbonato en las soluciones acuosas (Richards *et al.*, 1954).

Como resultado del proceso de hidrólisis el CO_3^{2-} provoca una fuerte alcalinidad (hasta $\text{pH}=12$). Debido a su elevada solubilidad y alcalinidad las sales de carbonato y bicarbonato de sodio son muy tóxicas para algunos cultivos agrícolas. En los suelos las cantidades $< 0.1\%$ provocan la dispersión de arcillas y disminuye la permeabilidad. En los suelos de zonas áridas no es frecuente encontrar grandes depósitos de carbonato de sodio debido a la abundancia de yeso que reacciona de la siguiente manera:



El bicarbonato de sodio es menos alcalino que los carbonatos debido a que el ácido carbónico neutraliza su efecto:



La sal de **cloruro de magnesio** tiene una solubilidad de 353 g L^{-1} , esta es perjudicial para algunos cultivos agrícolas, algunas veces se forma como consecuencia de la reacción entre soluciones que contienen NaCl :



El cloruro de magnesio es muy higroscópico. Al igual que el cloruro de calcio absorbe vapor de agua de la atmósfera que disuelve los cristales de estas sales y forma una solución salina muy concentrada.

La sal de **carbonato de calcio** es poco soluble (0.0131 g L^{-1}), por lo cual no es nociva para los cultivos agrícolas. Cuando las aguas freáticas calcáreas se aproximan a la superficie se exponen a la evaporación y el carbonato de calcio pasa a los horizontes del suelo. De esta manera se forman los suelos calcáreos fuertemente cementados, impermeables e impenetrables para las raíces de algunos cultivos.

El **carbonato de magnesio** es más soluble que el carbonato de calcio, no obstante rara vez ocurren acumulaciones de carbonato de magnesio en los suelos debido a la adsorción de Mg^{2+} por las arcillas. Mientras que el **sulfato de calcio** se precipita en los suelos. La solubilidad del sulfato de calcio es de 2.04 g L^{-1} .

Las propiedades químicas del **cloruro de potasio** son similares a las del NaCl , sin embargo aquel no es nocivo y se presenta en bajas concentraciones en el agua debido a que el potasio es consumido por algunos organismos y adsorbido por las arcillas de los suelos.

Los **nitratos** son sales que tienen una solubilidad alta (686 g L^{-1} el NaNO_3 y 279 g L^{-1} el KNO_3), son sales más tóxicas que los cloruros, pero también son importantes para el desarrollo de los cultivos agrícolas.

3.6. CALIDAD DEL AGUA EN RELACIÓN CON EL RIEGO AGRÍCOLA

En relación con el riego agrícola Ayers y Westcot (1987) mencionaron que la agricultura de riego depende de la cantidad y de la calidad del agua, e indicaron que el concepto de calidad se refiere a las características que pueden afectar su adaptabilidad a un uso específico, en este caso, para el riego agrícola se tienen en cuenta sus características físicas y químicas. En este sentido, mediante la información acumulada, experiencias y resultados medidos, han surgido ciertos criterios que se usan como indicadores de problemas relacionados con la calidad del agua como la salinidad, sodicidad y toxicidad. Al respecto, los autores mencionaron que la calidad del agua para riego puede variar significativamente según el tipo y la cantidad de sales disueltas.

Las sales en el agua de los ríos se encuentran en cantidades relativamente bajas, estas se originan a partir de la meteorización y disolución de las rocas y minerales, posteriormente son transportadas por los ríos y depositadas en los suelos regados con esta agua. Se acumulan a medida que el agua se evapora o es consumida por los cultivos. Generalmente la concentración elevada de sales en el agua, y en los suelos, reducen la disponibilidad de agua para los cultivos, mientras que los altos contenidos de Na^+ y bajos contenidos de Ca^{2+} en el agua, y suelos, reducen la velocidad de infiltración del agua en el suelo. Además, ciertos iones como el Na^+ , Cl^- y B^{3+} pueden acumularse en los cultivos y causar daños. Los excesos de nutrientes también ocasionan malos rendimientos y mala calidad (Ayers y Westcot, 1987). Para determinar la calidad del agua para riego agrícola se toman en cuenta indicadores como pH, CE, aniones y cationes, mediante los cuales se estiman los factores limitantes para su uso en diversos cultivos, tales como el contenido de sales y peligro por sodificación, principalmente.

3.6.1. ÍNDICES DE SALINIDAD

Algunos de los criterios para evaluar la salinidad del agua de riego son la CE y STD, Velázquez-Machuca *et al.* (2010) en su estudio, encontraron que la CE fue de 1 a 3 dS m⁻¹. Por su parte, Rodríguez *et al.* (2009) reportaron agua de salinidad media y muy alta. En este sentido, la CE (**Cuadro 9**) es uno de los criterios utilizados para la clasificación del agua.

Cuadro 9. Clasificación del agua de riego según su conductividad eléctrica.

Clasificación	Criterio	CE (dS m ⁻¹)
C1	Salinidad baja	0 - 0.250
C2	Salinidad media	0.250 - 0.750
C3	Salinidad alta	0.750 - 2.250
C4	Altamente salina	> 2.250

Fuente: Richards *et al.*, 1954.

Con respecto a la salinidad, Ayers y Westcot (1987) indicaron que cuando el agua tiene una CE menor de 0.7 dS m⁻¹ no tiene restricción de uso, mientras que con una CE entre 0.7 y 3.0 dS m⁻¹ la restricción es moderada, y el uso es muy restringido con valores de CE mayores de 3.0 dS m⁻¹, ya que se afecta la disponibilidad del agua para algunos cultivos. Teniendo en cuenta que todas las aguas contienen sales, es importante desarrollar la investigación para conocer el tipo de agua según la concentración iónica que presente, en este estudio se considera dicho criterio como base para elaborar los diagramas hidroquímicos.

De los fundamentos que en su tiempo expuso Demócrito acerca de su teoría atómica “todo está formado por átomos” más tarde Vernadsky retomo aquella idea y expuso “todos los átomos están en todas partes”. Fersman (1945) apoyado en los trabajos de Vernadsky, aportó las bases para elaborar estudios hidrogeoquímicos. Estos estudios filosóficos y científicos están orientados hacia la realización de investigaciones que van más allá de la utilidad práctica, pretenden llegar al origen de la composición química del agua, misma que se pretende mostrar en este estudio.

Los resultados observados en diversos estudios muestran que la salinidad, como consecuencia del riego con agua de alta concentración iónica, conduce a una salinización progresiva de los suelos, no obstante, la acumulación de sales dependerá de las propiedades del suelo. Castellanos *et al.* (2000) mencionaron que el problema de la salinidad se restringe a regiones con precipitación pluvial limitada, como es el caso de las zonas áridas y semiáridas. Argentel *et al.* (2006) señalaron que la salinidad de los suelos afecta el rendimiento de los cultivos, en este sentido, concluyeron que el incremento en las concentraciones salinas disminuye el crecimiento de los cultivos.

3.6.1.1. ÍNDICE DE SALINIDAD EFECTIVA

La **salinidad efectiva** (SE) es un indicador de salinidad propuesto por Doneen (1959), con el cual se estima el peligro que representan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo. Para determinar la SE hay varias opciones expresando los iones en meq L^{-1} mediante las fórmulas que se presentan a continuación, y en el **Cuadro 10** se muestra la clasificación del agua de acuerdo con este indicador.

$$\text{a) si } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \quad (4)$$

$$\text{b) si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \text{ y } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+}) \quad (5)$$

$$\text{c) si } \text{Ca}^{2+} < \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- \text{ y } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \quad (6)$$

$$\text{d) si } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-; \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (7)$$

Si la suma de cationes es menor que la suma de aniones, deberá emplearse en las fórmulas la suma de aniones en lugar de la suma de cationes.

Cuadro 10. Clasificación del agua según su salinidad efectiva.

Clase [‡]	SE (meq L ⁻¹)
Buena	< 7.0
Condicionada	7.0 – 15.0
No recomendada	> 15.0

Fuente: Can-Chulim, 2011; [‡]bajo condiciones de suelo con buen drenaje.

3.6.1.2. ÍNDICE DE SALINIDAD POTENCIAL

El **índice de salinidad potencial** (SP) también fue propuesto por Doneen (1961); es un indicador para estimar el peligro de las sales que quedan en solución a bajos niveles de humedad.

La SP se mide en meq L⁻¹ y se calcula mediante la fórmula siguiente:

$$\text{SP} = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-} \quad (8)$$

Cuadro 11. Clasificación del agua según su salinidad potencial.

Clasificación	SP (meq L ⁻¹)
Buena	< 3.0
Condicionada	3 – 15
No recomendada	> 15

Fuente: Can-Chulim, 2011.

3.6.2. ÍNDICES DE SODICIDAD

Otro de los criterios utilizados en la caracterización del agua de riego es el contenido de sodio, expresado como RAS y CSR, este último se considera en los sistemas donde se aplican fertilizantes en el riego, debido a que la precipitación de carbonatos puede provocar que se obstruyan los emisores en los sistemas de riego por goteo (Eaton, 1950; Richards *et al.*, 1954).

3.6.2.1. RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO

La relación de adsorción de sodio (RAS) indica si la proporción de Na⁺ es alta, ya que esta aumenta a medida que crece el valor de RAS, mientras que, si predomina el Ca²⁺ y Mg²⁺ el peligro será menor. Cuando se tienen valores altos de sodio intercambiable en los suelos se presenta una disminución en la permeabilidad y efectos tóxicos en cultivos sensibles al sodio. Los problemas de permeabilidad son evidentes cuando se presenta disminución en la velocidad de infiltración del agua de riego, y los problemas de toxicidad se manifiestan, generalmente, en la caída simultánea de las hojas (Ayers y Westcot, 1987).

Se considera que cuando el agua de riego contiene cantidades considerables de sodio en solución, este se acumula paulatinamente en el suelo y, como consecuencia, pierde su estructura, debido a esto su permeabilidad disminuye. Por esta razón, se deben estimar los índices de sodicidad, calculados a partir de la concentración de aniones y cationes. Cortés *et al.* (2009) en su estudio reportaron valores bajos de sodio en el agua con salinidad alta; Sarabia *et al.* (2011) encontraron agua baja en sodio y altamente salina, según los resultados de la CE y la RAS.

3.6.2.2. CARBONATO DE SODIO RESIDUAL

El índice de carbonato residual (CSR) fue propuesto por Eaton (1950) e indica el peligro de sodificación una vez precipitados los carbonatos y bicarbonatos de calcio y de magnesio. El riesgo se reduce eliminando los carbonatos y bicarbonatos con tratamiento ácido, su eliminación es indispensable en sistemas de fertirrigación debido a que producen taponamiento en los emisores.

El CSR se calcula mediante la fórmula:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (9)$$

Cuando el valor de CSR es menor de 1.25 meq L^{-1} no existe problema, si el valor de CSR es mayor de 1.25 meq L^{-1} indica tendencia a la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} como carbonatos. El agua cuyo índice de CSR sea superior a 2.5 meq L^{-1} no es recomendada para su uso en sistemas de riego (**Cuadro 12**), esto debido al riesgo de precipitación de carbonatos de calcio y magnesio. Cuando ocurre dicha precipitación, quedan solamente sales de sodio en la solución y los valores de RAS se incrementan.

Cuadro 12. Clasificación del agua con base en el índice de CSR.

Clase	CSR (meq L ⁻¹)
Buena	< 1.25
Condicionada	1.25 – 2.50
No recomendada	> 2.50

Fuente: Can-Chulim, 2011.

El porcentaje de sodio tiene efectos adversos en el suelo cuando la cantidad de Na⁺ en relación con el Ca²⁺ y Mg²⁺ es alta. El contenido de Na⁺ expresado como porcentaje se calcula mediante la siguiente expresión matemática:

$$\text{Na}(\%) = (\text{Na}^+ \times 100) / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) \quad (10)$$

Los iones se expresan en meq L⁻¹ en todos los casos.

En relación con las concentraciones de boro, sodio y cloruro, se elaboró un cuadro para interpretar las clases de agua:

Cuadro 13. Clasificación cualitativa del agua de riego.

Elemento	Clase 1	Clase 2	Clase 3
	Excelente	Buena	Insatisfactoria
Boro (ppm)	< 0.5	0.5 – 2.0	> 2.0
Sodio (%)	< 60	60 – 75	> 75
Cloro (meq L ⁻¹)	< 5	5 – 10	> 10

Fuente: Poljakoff *et al.*, 1975.

La Clase 1 corresponde al agua de excelente calidad para regar la mayoría de los cultivos bajo cualquier condición de suelo o clima. A bajos niveles de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua se incrementa la proporción relativa de Na^+ que tiene como resultado el incremento en el riesgo de sodicidad.

Eaton propuso el índice de CSR para evaluar el agua cuando la concentración de CO_3^{2-} y HCO_3^- sea mayor que la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} . Indicó también que si la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} es mayor que la de HCO_3^- ocurrirá precipitación de Ca-Mg:HCO_3 lo cual, da como resultado el incremento en el porcentaje de sodio en la solución del suelo, según la siguiente expresión matemática:

$$\text{PSP} = (\text{Na}^+ \times 100) / [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)] \quad (11)$$

3.6.3. ÍNDICES DE TOXICIDAD

Los problemas de toxicidad surgen cuando ciertos iones del suelo o del agua son absorbidos por los cultivos y acumulados en sus tejidos en concentraciones suficientemente altas como para provocar daños y reducir sus rendimientos (Ayers y Westcot, 1987). Al respecto Sánchez-Bernal *et al.* (2013) indicaron que dicha toxicidad dependerá de la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de concentración iónica.

La magnitud de estos daños dependerá de la cantidad de iones absorbidos y de la sensibilidad de los cultivos; en este sentido, los iones de mayor importancia relacionados con la toxicidad son el cloruro, el boro y el sodio. Una vez absorbidos los iones, son transportados a las diferentes partes de la planta, y durante la transpiración se acumulan en las hojas.

Los cultivos sensibles resultan afectados por concentraciones de nitrógeno superiores a 5 mg L^{-1} . El boro es esencial en cantidades relativamente bajas y la toxicidad, en algunos cultivos, se presenta cuando hay concentraciones de 1 a 2 mg L^{-1} , lo cual se refleja en los rendimientos. La toxicidad más frecuente es la provocada por el Cl^- contenido en el agua de riego debido a que esta ión no es retenido por las partículas del suelo, por lo que es fácilmente absorbido por las raíces y trasladado a las partes de la planta (Ayers y Westcot, 1987).

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. ZONA DE ESTUDIO

El río Lerma tiene su origen en las lagunas de Almoloya, municipio de Almoloya del Río, Estado de México, desemboca en el lago de Chapala, Estado de Jalisco, donde continúa el flujo de agua con el nombre de río Grande Santiago hasta desembocar en el mar cerca del puerto de San Blas, Nayarit. Esta red hidrográfica forma parte de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, una de las cuencas más importantes de México (Cotler *et al.*, 2006).

Durante su trayecto, los ríos Lerma y Santiago reciben agua de origen residual industrial y doméstica, además, aportes de agua de diversas corrientes tributarias de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago (ríos La Laja, Guanajuato, Turbio, Duero, Zula, Juchipila, San Pedro, Bolaños, Verde y Ruíz, entre los más importantes). Las principales presas que forman parte de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago son: Antonio Alzate, Tepuxtepec, Solís, la Yesca y Aguamilpa Solidaridad.

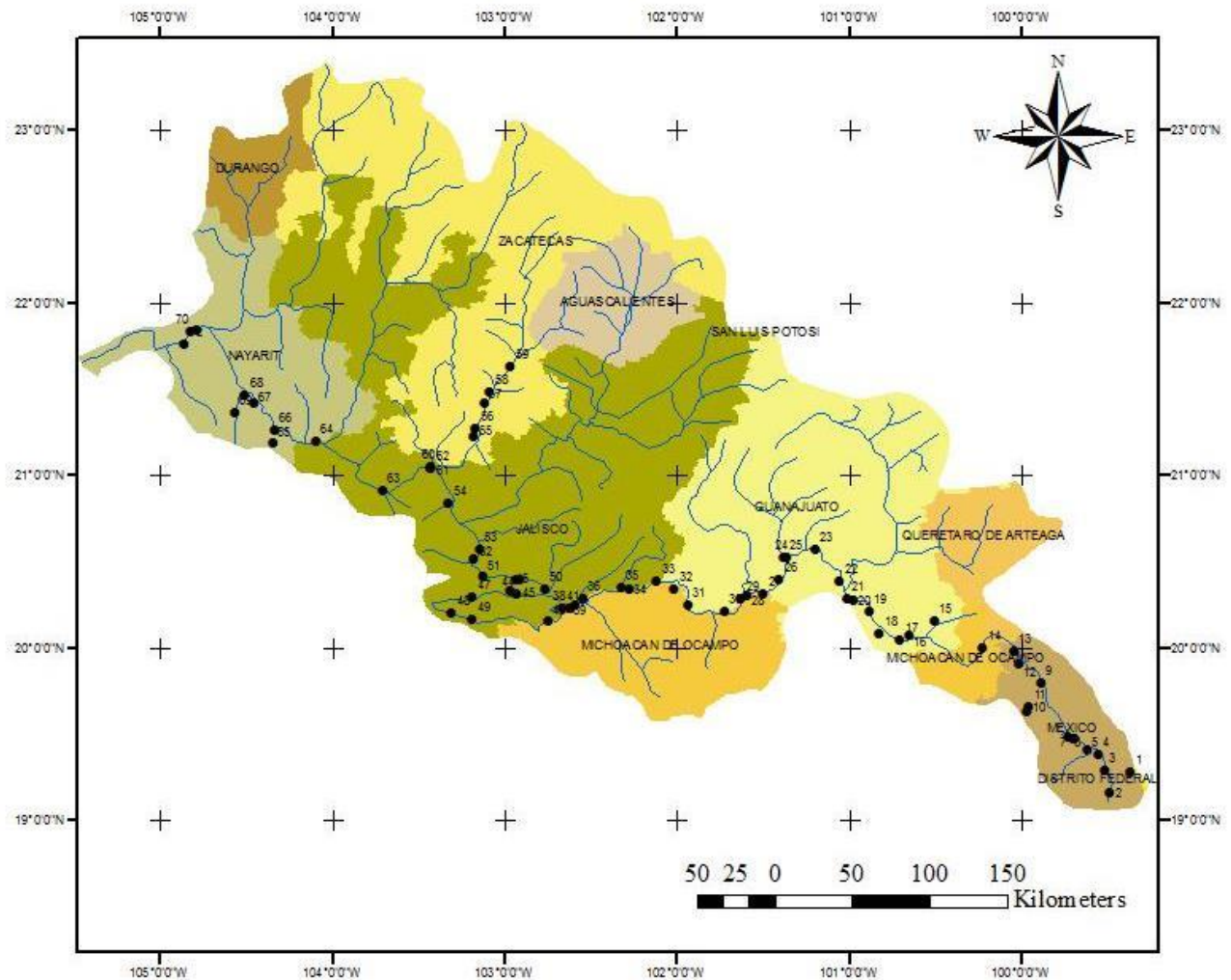
La longitud del río Lerma es de 750 kilómetros, aproximadamente, y fluye entre los Estados de México, Querétaro, Guanajuato, Michoacán y Jalisco (Priego *et al.*, 2003; López *et al.*, 2007). El río Grande Santiago fluye entre los Estados de Jalisco y Nayarit, su longitud es de 550 kilómetros, aproximadamente. En estos Estados el agua es aprovechada en la agricultura, principalmente para cultivos de maíz, trigo y sorgo; generación de energía eléctrica, uso industrial y público urbano (Priego *et al.*, 2003; Cotler *et al.*, 2006; Bogar-Escobar, 2006).

4.2. MUESTREO Y ANÁLISIS DE AGUA

Para desarrollar el presente trabajo de investigación se realizaron muestreos de agua en 72 estaciones de muestreo (**Cuadro 14**) del sistema hidrográfico de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico (**Fig. 3**), para lo cual, se consideró la metodología propuesta por la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI, 1980).

La determinación analítica del pH se realizó con un potenciómetro (Hanna Instruments® pH 210) como medida de la acidez-alcalinidad (SCFI, 2011). La conductividad eléctrica (CE, expresada en dS m^{-1} a 25 °C) con un puente de conductividad eléctrica (Hanna Instruments® HI 255) (Richards *et al.*, 1954).

Mediante titulación se midió la concentración de Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- y Cl^- . Mientras que el sulfato (SO_4^{2-}), boro (B), ortofosfato ($\text{P} - \text{PO}_4^{3-}$), nitrato ($\text{N} - \text{NO}_3^-$), y silicio ($\text{Si} - \text{SiO}_2$) por espectrofotometría (Spectronic® 20 Genesys). La concentración de Na^+ y K^+ fue determinada con un espectrómetro de flama (Instrumentation Laboratory® AutoCal Flame Photometer 643) (Richards *et al.*, 1954; APHA, 1998). El valor de sólidos totales disueltos (STD) se midió por gravimetría.



Referencia cartográfica:
 Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984
 Datum: D_WGS_1984
 Prime Meridian: Greenwich
 Angular Unit: Degree

Elaboración propia de la investigación

Fuente: elaborado a partir de la información obtenida del portal de sistemas de información geográfica de la CONABIO: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis>
 Fecha de consulta y descarga de las cartas digitales: mayo de 2014

Figura 3. Área de estudio y estaciones de muestreo.

Cuadro 14. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo.

Estación	Coordenadas		Altitud	Nombre	Uso/descripción	Ubicación
	Latitud N	Longitud W				
1	19°16'50.39"	99°22'26.31"	2880	Laguna de la Marquesa	Sierra	Toluca, Edo. de México
2	19°09'18.3"	99°29'35.3"	2588	Lagunas de Almoloya	Nacimiento del río Lerma	Almolya del río, Edo. de México
3	19°17'10.2"	99°31'19.4"	2588	Río Lerma	Zona industrial	Ciudad Lerma, Edo. de México
4	19°22'43.7"	99°33'21.5"	2585	Río Lerma	Cultivo de maíz, Parque industrial Toluca	Xonacatlán, Edo. de México
5	19°24'40.88"	99°37'6.74"	2579	Río Lerma	Rumbo a Temoaya	Tlachelaya, Edo. de México
6	19°27'57.6"	99°42'11.7"	2569	Presa Alzate	Vaso	Antonio Alzate, Edo. de México
7	19°28'00.6"	99°42'19.9"	2564	Presa Alzate	Desagüe	Antonio Alzate, Edo. de México
8	19°28'31.5"	99°44'01.2"	2557	Río Lerma	Rumbo a Ixtlahuaca	Ixtlahuaca, Edo. de México
9	19°47'20.08"	99°53'38.83"	2510	Río Lerma	Cultivo de maíz	Atlaconulco, Edo. de México
10	19°37'54.52"	99°58'26.75"	2576	Presa Tepetitlán	Cultivo de maíz	Tepatitlán, Edo. de México
11	19°39'43.6"	99°57'29.2"	2573	Río Tepetitlán	Cultivo de maíz	Tepatitlán, Edo. de México
12	19°54'12.1"	100°01'20.1"	2414	Río Lerma	Cultivo de maíz	Temascalcingo, Edo. de México
13	19°58'43.2"	100°03'09.2"	2367	Río Lerma	Cultivo de maíz	Hda. De Solís, Edo. de México
14	19°59'52.8"	100°13'42.1"	2350	Presa Tepuxtepec	Riego y generación de energía, cultivos de maíz	Michoacán, Mich.
15	20°08'50.3"	100°30'31.8"	1929	Río el tigre	Descarga en la presa de Solís, riego maíz, sorgo	Jerécuaro, Gto.
16	20°04'06.7"	100°39'53.4"	1901	Presa de Solís	Riego agrícola 112,772 ha	Acámbaro, Gto.
17	20°02'21.9"	100°42'51.4"	1859	Río Lerma	Riego agrícola, cultivo de maíz, sorgo	Acámbaro, Gto.
18	20°04'52.0"	100°49'42.8"	1855	Río Lerma	Riego agrícola	Cerca de Chamácuaro, Gto.
19	20°12'39.9"	100°53'10.2"	1787	Río Lerma	Riego agrícola	Salvatierra, Gto.
20	20°16'13.4"	100°59'01.2"	1763	Río Lerma	Riego agrícola	El Capulín, Gto.
21	20°17'01.3"	101°01'17.2"	1752	Río Lerma	Riego agrícola, maíz y sorgo	El Sabino, Gto.
22	20°22'35.50"	101°03'25.10"	1726	Río Lerma	Riego agrícola	Jaral del Progreso, Gto.
23	20°33'55.03"	101°11'59.10"	1738	Río Lerma	Zona urbana e industrial	Salamanca, Gto.
24	20°31'23.50"	101°22'6.40"	1732	Río Lerma	Zona urbana, riego agrícola	Pueblo Nuevo, Gto.
25	20°31'9.00"	101°22'44.90"	1717	Río Guanajuato	Riego agrícola, descarga al río Lerma	Pueblo Nuevo, Gto.
26	20°23'24.58"	101°24'43.61"	1717	Río Lerma	Riego agrícola	Las Estacas, Gto.
27	20°18'43.70"	101°29'58.20"	1709	Río Lerma	Riego agrícola	Pastor Ortiz, Mich.
28	20°17'52.70"	101°36'9.60"	1701	Río Lerma	Riego agrícola	Pastor Ortiz, Mich.
29	20°16'59.50"	101°37'53.10"	1687	Río Lerma	Riego agrícola, sorgo, maíz	La Calle, Mich.
30	20°12'52.90"	101°43'50.70"	1682	Río Lerma	Riego agrícola, sorgo, maíz	El Mármol, Gto.
31	20°15'4.50"	101°56'24.00"	1676	Río Lerma	Riego agrícola, sorgo, maíz	Numarán, Mich.
32	20°20'34.80"	102° 1'11.60"	1683	Río Lerma	Zona urbana	La Piedad, Mich. / Santa Ana Pacueco, Gto.
33	20°22'44.50"	102° 7'10.27"	1623	Río Lerma	Riego agrícola	Límites Gto./Mich./Jal.(palo blanco del salto)
34	20°20'40.60"	102°16'51.00"	1534	Río Lerma	Riego agrícola cultivo de maíz	La Ribera, Jal. /Yurécuaro, Mich.
35	20°20'48.80"	102°19'46.00"	1533	Río Lerma	Riego agrícola cultivo de maíz	La Concepción, Jal.
36	20°16'30.50"	102°32'50.59"	1542	Río Lerma	Riego agrícola cultivo de maíz	La Barca, Jal. / Paso de Hidalgo, Mich.
37	20°15'17.50"	102°35'18.60"	1536	Río Duero	Riego agrícola cultivo de maíz	Cumuatío, Mich.

Cuadro 14. Continuación...

Estación	Coordenadas		Altitud	Nombre	Uso/descripción	Ubicación
	Latitud N	Longitud W				
38	20°14'3.27"	102°37'29.83"	1538	Río Lerma	Riego agrícola	Ibarra, Mich. /Jal.
39	20°13'58.24"	102°37'31.09"	1538	Cruce de ríos Lerma y Duero	Riego agrícola	Ibarra, Mich. /Jal.
40	20° 8'54.20"	102°45'10.90"	1538	Descarga de agua residual	Riego agrícola, margen del lago	La palma, Mich
41	20°13'34.44"	102°40'24.46"	1524	Río Lerma	Riego agrícola	Maltaraña, Jal.
42	20°23'7.30"	102°55'17.70"	1525	Río Grande de Santiago	Riego agrícola	Poncitlán, Jal.
43	20°23'10.30"	102°55'39.30"	1529	Río Grande de Santiago	Riego agrícola	Poncitlán, Jal.
44	20°18'43.80"	102°55'51.80"	1527	Manantial	Manantial	Agua caliente, Lago de Chapala, Jal.
45	20°18'43.80"	102°55'51.80"	1527	Lago de Chapala	Lago de Chapala	Agua caliente, Lago de Chapala, Jal.
46	20°19'31.00"	102°58'16.60"	1528	Lago de Chapala	Lago de Chapala	San Pedro Itzicán, Jal.
47	20°17'7.82"	103°11'36.91"	1538	Lago de Chapala	Lago de Chapala, Turismo	Chapala, Jal.
48	20°12'1.50"	103°18'19.10"	1528	Lago de Chapala	Lago de Chapala	Soyatlán, Jal.
49	20°09'30"	103°11'06.4"	1523	Lago de Chapala	Lago de Chapala	Tuxcueca, Jal
50	20°20'40.70"	102°46'28.50"	1555	Río Grande de Santiago	Zona urbana, riego agrícola	Ocotlán, Jal.
51	20°24'44.60"	103° 7'43.40"	1524	Río Grande de Santiago	Riego agrícola	Puente miraflores, Atotonilquillo, Jal.
52	20°30'46.60"	103°10'32.40"	1509	Río Grande de Santiago	Zona urbana	El salto/Juanacatlán, Jal.
53	20°34'10.90"	103° 8'51.10"	1509	Río Grande de Santiago	Sierra	Puente grande, Jal.
54	20°50'21.00"	103°19'44.60"	922	Río Grande de Santiago	Sierra	Ixcatlán, Paso de Guadalupe, Jal.
55	21°12'56.00"	103°10'48.20"	1140	Río Juchipila	Sierra cerca de moyahua	cerca de Moyahua, Zac.
56	21°15'59.60"	103°10'6.70"	1173	Río Juchipila	Sierra	Moyahua, Zac.
57	21°24'54.30"	103° 7'16.03"	1237	Río Juchipila	Sierra	Juchipila, Zac.
58	21°28'34.60"	103° 5'20.00"	1290	Río Juchipila	Sierra	Apozol, Zac.
59	21°37'59.60"	102°58'19.60"	1372	Río Juchipila	Sierra	Jalpa, Zac.
60	21° 2'55.60"	103°25'33.90"	817	Río Juchipila	Sierra	San Cristóbal de la barranca, Jal.
61	21° 2'33.30"	103°25'44.00"	811	Río Juchipila y Santiago	Sierra	San Cristóbal de la barranca, Jal.
62	21° 2'16.30"	103°25'34.20"	817	Río Grande de Santiago	Sierra	San Cristóbal de la barranca, Jal.
63	20°54'43.10"	103°42'42.40"	646	Río Grande de Santiago	Sierra	Amatitán, Jal.
64	21°11'54.68"	104° 6'1.24"	570	Presa la Yesca	Generación de energía eléctrica	La yesca, Nay.
65	21°11'13.50"	104°20'56.80"	1425	Nacimiento de agua	sierra rumbo al río Santiago	Santa fe, Nay.
66	21°15'41.30"	104°20'36.50"	378	Río Grande de Santiago	Sierra	El ciruelo, Nay.
67	21°25'25.20"	104°27'42.10"	252	Río Grande de Santiago	Presa el cajón, generación de energía eléctrica	El cajón, Nay.
68	21°27'40.44"	104°30'51.15"	230	Río Grande de Santiago	Sierra, pesca	El cajón, Nay.
69	21°21'42.90"	104°34'12.80"	728	Laguna	Turismo	Santa María del Oro, Nay.
70	21°49'39.80"	104°49'40.00"	87	Río Grande de Santiago	Sierra	Aguamilpa, Nay.
71	21°50'7.30"	104°47'33.70"	221	Presa Aguamilpa	Riego y generación de energía	Aguamilpa, Nay.
72	21°45'23.20"	104°51'40.80"	75	Río el Chilte	Escurrimiento de montañas	Cerca de aguamilpa, Nay.

4.3. COMPOSICIÓN Y TIPO DE AGUA

El contenido de iones en el agua superficial y subterránea está en función de las rocas que predominan en la fuente de agua, de la zona climática, de la naturaleza del suelo sobre la que fluye el agua y de contaminaciones eventuales por las actividades humanas. En la composición principal del agua de los ríos se observó que los aniones predominantes son HCO_3^- y SO_4^{2-} , y los principales cationes Ca^{2+} y Na^+ de acuerdo con lo que reportaron Kovda (1973); Ayers y Westcot (1987); Velázquez-Machuca *et al.* (2010); Mancilla-Villa *et al.* (2014).

Mediante el método propuesto por Piper (1944) para la interpretación de análisis de agua, se realizó un diagrama hidroquímico para establecer el tipo de agua por dominancia iónica relativa (Pérez-Díaz *et al.*, 2013^a).

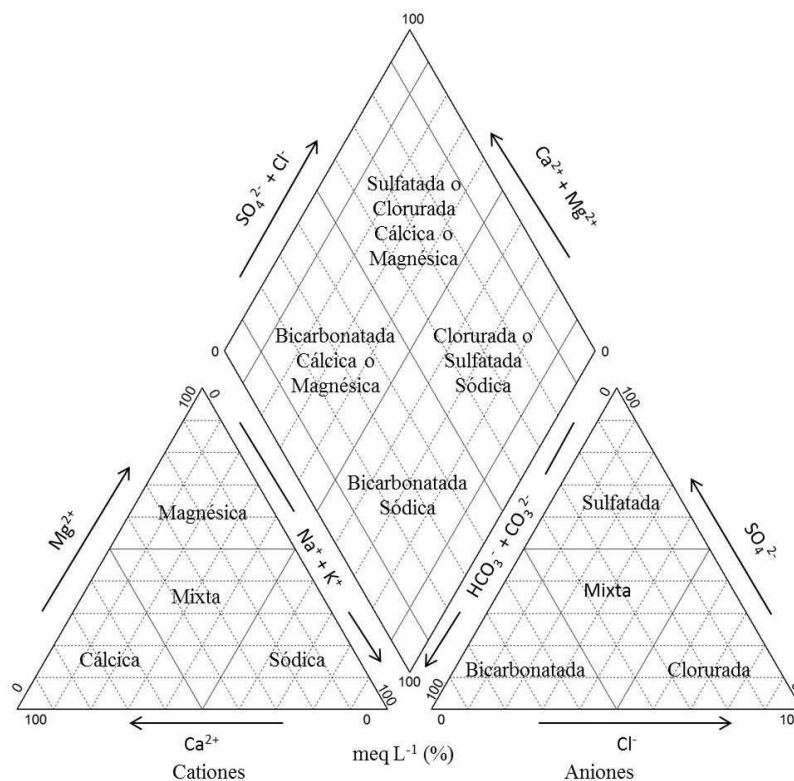


Figura 4. Diagrama hidroquímico para la clasificación de agua.

4.4. CLASIFICACIÓN DEL AGUA EN RELACIÓN CON EL RIEGO AGRÍCOLA

La calidad del agua para riego agrícola se determinó a partir de los valores de CE y, mediante la concentración de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} se estimó el valor de relación de adsorción de sodio en sus diferentes conceptualizaciones (Richards *et al.*, 1954; Bower *et al.*, 1965; Suarez, 1981; Ayers y Westcot, 1987; Velázquez-Machuca *et al.*, 2002, Can-Chulim *et al.*, 2011^a, Pérez-Díaz, 2011; Peña-Cervantes *et al.*, 2012; Pérez-Díaz *et al.*, 2013^b; Pérez-Díaz *et al.*, 2013^c) con las siguientes expresiones matemáticas:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (12)$$

Dónde:

RAS: es la relación de adsorción de sodio, en todos los casos (meq L^{-1})

Na^+ , Ca^+ y Mg^+ : corresponde a la concentración (meq L^{-1} .) de cada uno de estos iones en el agua.

$$\text{RAS}^\circ = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^\circ + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (13)$$

Dónde:

RAS° : es la relación de adsorción de sodio que considera la precipitación de Ca^{2+} en el agua.

Ca° : es la concentración de calcio en el agua, corregido por la salinidad.

Para obtener las concentraciones de Ca° contenido en el agua de riego, corregidas por la salinidad, por el contenido de $\text{HCO}_3^- / \text{Ca}^{2+}$ y por la presión parcial del CO_2 , se utilizan los valores que se muestran en el **Cuadro 15**.

Cuadro 15. Concentraciones de calcio corregido en el agua de riego.

HCO ₃ ⁻ / Ca ²⁺	CE (dS m ⁻¹)											
	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
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	8.31	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	7.57	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	1.54	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	0.52	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: Ayers y Westcot, 1987.

$$RAS_{aj} = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (14)$$

Dónde:

RAS_{aj} : es la relación de adsorción de sodio ajustado bajo condiciones de alcalinidad determinada.

pH_c : es el pH calculado a partir de la fuerza iónica y la concentración de Ca^{2+} y $(CO_3^{2-} + HCO_3^-)$.

El pH_c se obtiene mediante la siguiente ecuación (Bower *et al.*, 1965):

$$pH_c = (pK_2 - pK_c) + pCa + pAlk \quad (15)$$

Dónde:

$pK_2 - pK_c$: son logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico y del producto de solubilidad del carbonato de calcio respectivamente, ambos corregidos por fuerza iónica.

pCa : es logaritmo negativo de la concentración molar de calcio.

$pAlk$: es el logaritmo negativo de la concentración molar de $(CO_3^{2-} + HCO_3^-)$.

$pK_2 - pK_c$ se obtiene mediante la siguiente ecuación matemática:

$$(pK_2 - pK_c) = \left\{ 2.0269 + \left[0.5092 \left(\frac{4\sqrt{\mu}}{1+2\sqrt{\mu}} + \frac{\sqrt{\mu}}{1+1.45\sqrt{\mu}} \right) \right] \right\} \quad (16)$$

Dónde:

μ : es la fuerza iónica

2.0269 es la diferencia entre $pK_2 - pK_c$; utilizando $K_2 = 4.7 \times 10^{-11}$ y $K_c = 5.0 \times 10^{-9}$ como valores numéricos de las constantes.

Dado que la fuerza iónica está estrechamente relacionada con la concentración total de cationes la ecuación de regresión es la siguiente:

$$1000\mu = 1.3477C + 0.5355 \quad (17)$$

Dónde:

C: es la concentración total de cationes en meq L⁻¹

Los valores de fuerza iónica (μ) derivados de la ecuación 17, deben sustituirse en la ecuación 16 para obtener los valores para ($pK_2 - pK_c$), y una vez encontrados, se sustituye ($pK_2 - pK_c$) en la ecuación 15 para encontrar el valor de pHc; este pHc se sustituye en la ecuación 14 para obtener los resultados de RAS_{aj}.

La clasificación del agua para riego agrícola se llevó a cabo de acuerdo con los indicadores que se muestran en el **Cuadro 16** y las **ecuaciones 12, 13 y 14**. Los problemas de calidad del agua relacionados con el riego agrícola (salinidad, sodicidad, infiltración y toxicidad) se utilizarán para evaluar la calidad del agua de riego. El tipo y concentración de iones tienen un aspecto fundamental en este proceso de evaluación, una vez determinada la concentración total de iones en el agua puede establecerse cierta relación que permite inferir acerca de su calidad mediante la interpretación de los datos obtenidos.

De acuerdo con las recomendaciones ya establecidas que se observan el **Cuadro 16** con la aplicación de agua que corresponde a ninguna restricción de uso, generalmente no se presentan problemas en los cultivos o en el suelo. El riego con agua de restricción de uso ligera requiere cuidados en la selección de cultivos, y la restricción severa implica la aparición de problemas en el suelo y los cultivos (Ayers y Westcot, 1987).

Cuadro 16. Directrices para determinar la calidad del agua.

Problema potencial		unidades	Grado de restricción de uso		
			Ninguno	Ligero	Severo
Salinidad:	CE	dS m ⁻¹	< 0.7	0.7-3.0	> 3.0
Afecta la disponibilidad de agua para el cultivo	TSS	mg L ⁻¹	< 450	450-2000	>2000
		RAS		CE	
		0-3	> 0.7	0.2-0.7	< 0.2
Infiltración:		3-6	> 1.2	0.3-1.2	< 0.3
Reduce la infiltración, evaluar usando RAS-CE	RAS-CE	6-12	> 1.9	0.5-1.9	< 0.5
		12-20	> 2.9	1.3-2.9	< 1.3
		20-40	> 5.0	2.9-5.0	< 2.9
	Sodio (Riego superficial)	RAS	< 3	3-9	> 9
	Sodio (Riego por aspersión)	meq L ⁻¹	< 3	> 3	----
	Cloro (Riego superficial)	meq L ⁻¹	< 4.0	4-10	> 10
	Cloro (Riego por aspersión)	meq L ⁻¹	< 3.0	> 3.0	----
Toxicidad de iones específicos: (afecta a cultivos sensibles)	Boro	mg L ⁻¹	< 0.7	0.7-3.0	> 0.3
	N-NO ₃	mg L ⁻¹	< 5	5-30	> 30
	HCO ₃ (aspersión foliar)	meq L ⁻¹	< 1.5	1.5-8.5	> 8.5
pH:	Rango normal en aguas de riego: 6.5 - 8.4				

Fuente: Ayers y Westcot, 1987.

Ayers y Westcot (1987) recomendaron evitar conclusiones basadas únicamente en las directrices mostradas y en los resultados de laboratorio sin efectuar comprobaciones de campo mediante experimentos. Los análisis requeridos para evaluar la calidad del agua para riego agrícola son los siguientes: CE, pH, STD, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SiO₃²⁻, K⁺ y B.

4.5. VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS

Debido a que las soluciones salinas son eléctricamente neutras, la concentración de aniones debe ser igual a la de cationes, el presente estudio considera solo algunos iones, por lo cual, se puede aceptar un error (E) menor de 5 %. Para la validación de los resultados obtenidos en la concentración de los iones, se aplicó el criterio de error (APHA, 1998), este se obtuvo mediante la siguiente expresión matemática:

$$E \% = \frac{|\sum_{i=1}^n \text{cationes} - \sum_{i=1}^n \text{aniones}|}{\sum_{i=1}^n \text{cationes} + \sum_{i=1}^n \text{aniones}} \times 100 \quad (18)$$

4.5.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con base en las obras de Infante Gil y Zarate de Lara (2012) se realizaron análisis de correlación y, posteriormente, análisis de regresión con un modelo lineal sin el término constante para establecer algunas relaciones entre las variables observadas, tales como CE, STD, suma de cationes, suma de aniones, suma de iones, CE_c , pH_c , RAS, RAS° , RAS_{aj} . Se tomaron en cuenta, además, los estadísticos descriptivos (media, mínimo, máximo, desviación estándar) de las variables; la distribución de frecuencias se realizó para indicar la clasificación de las variables medidas.

4.5.1.1. CORRELACIÓN Y REGRESIÓN LINEAL

El coeficiente de correlación (r_{xy}) se determinó como indicador de la asociación entre las variables medidas, del cual se puede establecer lo siguiente: a medida que r_{xy} se aproxima a 1 o -1, existirá mayor evidencia de que en el modelo de regresión lineal simple, la variable X contribuye significativamente a explicar la variable Y.

Si r_{xy} tiene un valor cercano a cero no hay razón para creer que existe una relación de tipo lineal entre las variables (X, Y). Por lo tanto r_{xy} y R^2_{xy} son únicamente indicadores de tipo descriptivo. Los valores positivos del coeficiente de correlación indican que las variables tienden a crecer o decrecer simultáneamente; los valores negativos indican que si una variable aumenta la otra disminuye. Los valores -1 y 1 se alcanzan cuando los valores de (X, Y) se encuentran sobre una línea recta.

El objetivo de realizar el análisis de regresión en este trabajo, fue para comparar los valores de estimación de las variables: $CE \times 10 =$ suma de cationes, $CE \times 640 =$ suma de iones, $CE =$ suma de cationes/12, $CE \times 800 =$ suma de iones; para ello se elaboraron diagramas de dispersión de estas variables y, posteriormente, el análisis de regresión con un modelo lineal.

Para realizar el análisis de la regresión lineal simple sin el término constante, como condición, debe ser posible que X tome el valor de cero, por tal razón, en este estudio, el modelo de regresión que mejor describió la relación entre las variables fue el siguiente:

$$Y = \beta_1 X \tag{19}$$

Dónde:

Y: es la variable dependiente.

β_1 : es el coeficiente de regresión estimado, mide el número de unidades que cambia Y por cada unidad de cambio en X.

X: es la variable independiente.

En este caso β_1 se obtuvo mediante la siguiente expresión matemática:

$$\beta_1 = \frac{\sum_{i=1}^n X_i Y_i}{\sum_{i=1}^n X_i^2} \quad (20)$$

Para la comprobación de los resultados obtenidos, se aplicaron los criterios que relacionan la CE con otras medidas de salinidad. Pizarro (1985) indicó que la CE de una solución expresada en dS m^{-1} , es igual a la concentración de cationes solubles en meq L^{-1} dividida entre 12.

$$CE = \frac{\sum_{i=1}^n \text{cationes}}{12} \quad (21)$$

Por su parte, Richards *et al.* (1954) indicó que la CE de las soluciones, expresada en dS m^{-1} a 25 °C, multiplicada por 10, es aproximadamente la concentración de cationes solubles expresados en meq L^{-1} .

$$(CE)(10) = \sum_{i=1}^n \text{cationes} \quad (22)$$

Cuando los valores de CE están entre 0.1 y 5.0 dS m⁻¹, la CE, expresada en dS m⁻¹ a 25 °C, multiplicada por 640 es aproximada a la concentración de iones en mg L⁻¹ (Pizarro, 1985); Si los valores de CE son mayores de 5.0 dS m⁻¹, la CE multiplicada por 800, es aproximada a la concentración de iones en mg L⁻¹ (Rhoades *et al.*, 1992).

La concentración total de iones, se puede medir por la determinación de residuo seco, esta forma de expresión es como STD, la relación entre STD y suma de Iones, ambos indicadores expresados en mg L⁻¹, debe ser aproximadamente un valor positivo cercano a uno.

$$(CE)(640) = \sum_{i=1}^n \text{iones} \quad (23)$$

$$(CE)(800) = \sum_{i=1}^n \text{iones} \quad (24)$$

4.5.2. COMPROBACIÓN DE LOS RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE AGUA

4.5.2.1. EQUILIBRIO DE ANIONES Y CATIONES

La suma de aniones y cationes, cuando se expresa en miliequivalentes por litro, debe equilibrarse porque todas las aguas que circulan en la corteza terrestre son eléctricamente neutras.

La prueba se basa en la diferencia porcentual y los criterios de aceptación son los siguientes:

Cuadro 17. Criterios de aceptación para el balance de aniones y cationes.

Suma de aniones (meq L ⁻¹)	Diferencia aceptable (%)
0 – 3	±0.2
3 – 10	±2
10 – 800	±5

Fuente: APHA, 1998.

4.5.2.2. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA CALCULADA Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA MEDIDA

La CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) calculada a partir de la concentración de cada uno de los iones medidos, debe estar relacionada con la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) que se mide con el conductivímetro, esta relación es aceptable cuando los valores se encuentran cercanos a 1, mientras que la diferencia aceptable, por lo general deberá ser menor de 5 % como se indica en las siguientes expresiones:

$$0.9 < \frac{\text{CE calculada}}{\text{CE medida}} < 1.1 \quad (25)$$

$$\text{Diferencia (\%)} = \frac{\text{CE calculada} - \text{CE medida}}{\text{CE medida}} \times 100 \quad (26)$$

Algunos valores de conductividad eléctrica para los iones que se encuentran comúnmente en el agua se presentan en el **Cuadro 18**.

Cuadro 18. Factores de conductividad para los iones.

Ion	Conductividad eléctrica ($\mu\text{mho cm}^{-1}$)	
	Por meq L ⁻¹	Por mg L ⁻¹
Bicarbonato	43.6	0.715
Calcio	52.0	2.60
Carbonato	84.6	2.82
Cloruro	75.9	2.14
Magnesio	46.6	3.82
Nitrato	71.0	1.15
Potasio	72.0	1.84
Sodio	48.9	2.13
Sulfato	73.9	1.54

Fuente: APHA, 1998.

La CE puede expresarse en los términos siguientes: $\text{dS m}^{-1} = \text{mS cm}^{-1} = \text{mmho cm}^{-1}$;
 $\text{mmho cm}^{-1} \times 1000 = \mu\text{mho cm}^{-1}$.

4.5.2.3. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA MEDIDA Y SUMA DE IONES

Tanto la suma de aniones y de cationes debe ser 1/100 del valor CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) medido. Si cualquiera de las dos sumas no cumple este criterio, esa suma es dudosa; entonces se debe analizar la muestra nuevamente. Los criterios aceptables para la CE y suma de iones son los siguientes:

$$100 \times \text{suma de aniones o cationes (meq L}^{-1}\text{)} = (0.9 - 1.1) \text{ del valor CE} \quad (27)$$

$$\text{Esta ecuación equivale a: suma de cationes o aniones (meq L}^{-1}\text{)} = 0.01 \times \text{CE} \quad (28)$$

4.5.2.4.- SUMA DE IONES EN RELACIÓN CON LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

La suma de total de iones, al igual que CE, expresa la salinidad total del agua, en este sentido, ambos indicadores de salinidad están en estrecha relación como se expresa en la siguiente relación:

$$\frac{\text{Suma de iones (mg L}^{-1}\text{)}}{\text{Conductividad (\mu S cm}^{-1}\text{)}} = 0.55, 0.70 \quad (29)$$

Esta ecuación (29) corresponde a los siguientes valores equivalentes:

$$\text{CE} \mu\text{S cm}^{-1} \times 0.55, 0.70 = \text{suma de iones (mg L}^{-1}\text{)} \quad (30)$$

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. HIDROQUÍMICA DE LA RED HIDROGRÁFICA LERMA-CHAPALA-SANTIAGO

La composición química del agua varía durante el proceso de escurrimiento superficial, además, en el proceso de evaporación las soluciones que circulan en los ríos y manantiales tienden a adquirir una composición química diversa.

En este estudio se muestra e ilustra, en el **Cuadro 19** y en la **Figura 5**, respectivamente, la composición del agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago; en la mayoría de los casos, el agua fue de tipo bicarbonatada-mixta; bicarbonatada-sódica y bicarbonatada-cálcica, al igual que en los resultados que presentó Kovda (1973), Velázquez-Machuca *et al.* (2010) por su parte, encontraron agua de tipo bicarbonatada.

Mancilla-Villa *et al.* (2014) encontraron que el agua superficial de los Estados de Tlaxcala, Puebla y Veracruz fue de concentración iónica baja y, con dominancia de HCO_3^- , lo cual, atribuyeron al intemperismo de rocas sedimentarias, lutitas, tobas y espesores basálticos y riolíticos de regiones del Eje Neovolcánico. Del Arenal (1985) en su estudio encontró la predominancia de un grupo hidrogeoquímico correspondiente al tipo de agua sódica-bicarbonatada en casi toda el área de estudio, asimismo, los valores altos de HCO_3^- los atribuye, posiblemente, a la presencia de materia orgánica generadora de CO_2 .

En este estudio se encontró la presencia de agua bicarbonatada-mixta, lo cual, se atribuye a la descarga de agua residual, aporte pluvial y de las corrientes tributarias de los ríos Lerma y Santiago, Chávez-Alcántar *et al.* (2011), por su parte, concluyeron que la mezcla de agua se debe a la descarga de agua residual; mientras que Sánchez-Bernal *et al.* (2014) encontraron agua bicarbonatada cálcica-magnésica en el río Copalita, Oaxaca, e indicaron que dicha composición depende del intemperismo, consideraron, además, que la modificación de su calidad química se debe a la precipitación pluvial y actividades antrópicas, al igual que en este trabajo.

Las características químicas del agua que reportaron Del Arenal y Nájera (1977) mostraron una serie de mezclas que hizo difícil una correcta clasificación, sin embargo, en los grupos de agua, independientemente de la concentración, los iones dominantes reflejaron un mismo tipo de agua, como en este trabajo (**Cuadro 19**). Los resultados que obtuvieron Chávez-Alcántar *et al.* (2011) mostraron el deterioro de la calidad del agua del lago de Chapala, lo cual, atribuyeron a los drenajes agrícolas y, a las aguas residuales como principales fuentes de contaminantes en la zona.

Cuadro 19. Distribución de frecuencias que muestra el tipo de agua.

Tipo de agua	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
Bicarbonatada-Sódica	27	37.5	37.5	37.5
Bicarbonatada-Cálcica	9	12.5	12.5	50
Bicarbonatada-Mixta	36	50	50	100.0
Total	72	100.0	100.0	

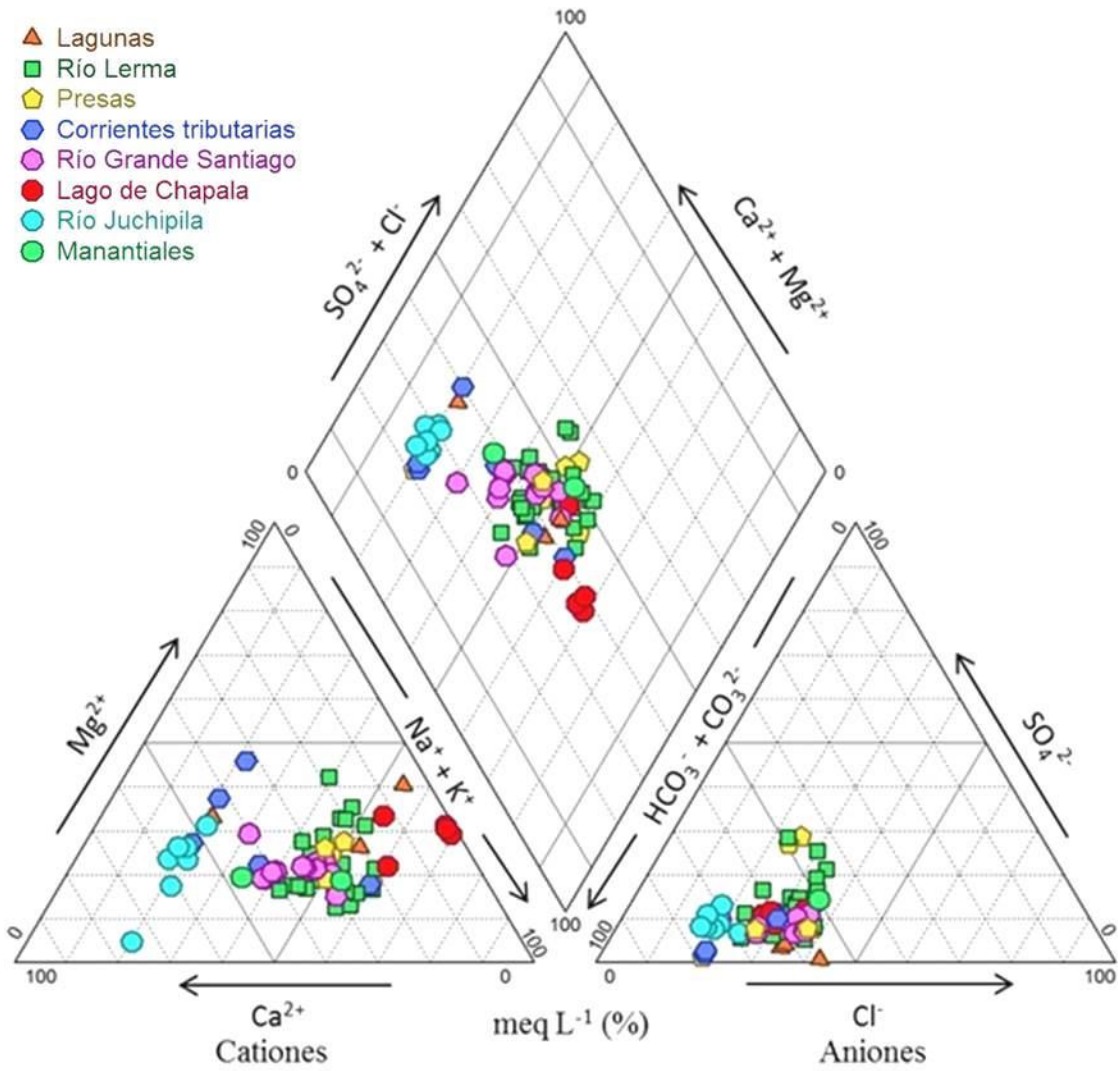


Figura 5. Diagrama de la composición iónica relativa de las muestras de agua analizadas.

El agua bicarbonatada-cálcica fue encontrada, principalmente, en el cauce del río Juchipila, y los resultados mostraron la dominancia del sodio y bicarbonato en el lago de Chapala, mientras que el agua bicarbonatada-mixta se presentó en los cauces de los ríos Lerma y Santiago.

Durante el recorrido que se realizó para la obtención de las muestras de agua, hubo lluvia en el trayecto del río Lerma, esto puede explicar las bajas concentraciones iónicas, además se observaron varias descargas de aguas residuales, por lo que la composición bicarbonatada-mixta se atribuyó a estas descargas.

Varios cultivos se asientan en los márgenes de los ríos, por ello la calidad del agua está estrechamente relacionada con los drenajes agrícolas (Chávez-Alcántar *et al.*, 2011), y a su vez, los suelos que son regados con estas aguas, pueden estar influenciados en sus propiedades físico-químicas debido a la calidad de aquellas.

Cerca del lago de Chapala se observó que los suelos tienen aspecto sódico, lo cual, puede influir en la composición de esta agua, dado que circulan por estos terrenos. Asimismo se observó que en el Estado de Zacatecas, donde se ubica el río Juchipila, predominan condiciones de aridez, y en las estaciones de muestreo de este río la litología presentó una coloración blanco amarillenta, característica de estas zonas áridas, donde se encuentran las rocas calizas. Por lo cual, la disolución de estos minerales cálcicos libera Ca^{2+} y Mg^{2+} , esto puede explicar la dominancia del Ca^{2+} en el agua de este cauce.

En cuanto a la composición del agua de las presas, en todos los casos correspondió a la familia bicarbonatada-mixta, debido a que son cuerpos receptores de las corrientes superficiales, donde la influencia de las diversas corrientes de agua origina esta mezcla, dicha variación está sujeta a la composición del agua que reciben, a los volúmenes de retención y descarga, y a la precipitación pluvial.

Debido a la concentración iónica, al igual que Del Arenal y Nájera (1977), en este estudio se encontró con mezclas de agua, por cual, fue difícil una clasificación en relación con los cationes, no obstante, en relación con los aniones se observó la dominancia del bicarbonato en el agua y, los datos experimentales (**Cuadro 20**) aportan evidencia de ello.

Es necesario considerar la variación en la composición hidroquímica, ya que esta ocurre según la época del año en que se realice la caracterización y cambia según la precipitación pluvial y otros factores, como se observó en este trabajo de investigación.

5.2. COMPOSICIÓN IÓNICA DEL AGUA

En el **Cuadro 20** se muestra la concentración de los iones comúnmente encontrados en el agua, y en el **Cuadro 21** los estadísticos descriptivos de estas variables. Con respecto al pH, los resultados mínimo y máximo de este indicador fueron de 6.74 y 8.63 respectivamente, el promedio fue de 7.40, esto indica que predominaron condiciones ligeramente alcalinas, los valores más altos se encontraron en el lago de Chapala (entre 8.18 y 8.43) y en la laguna de Santa María del Oro, Nay. (8.63), condiciones similares fueron reportadas por Chávez-Alcántar *et al.* (2011), pues mostraron valores entre 6.4 y 8.3 con un promedio de 7.46.

La importancia de este indicador (pH) radica en la solubilidad de algunas sustancias y, está íntimamente ligado a la concentración de CO_3^{2-} y HCO_3^- , regulada por el CO_2 . La disociación del ácido carbónico genera HCO_3^- y libera protones H^+ , lo cual, induce condiciones de acidez ($\text{pH} < 7.0$) en el agua.

Mientras que la fuente principal del CO_3^{2-} es proveniente del lavado de rocas calizas, así, parte del CO_3^{2-} que contienen estas rocas pasa al agua generando condiciones de alcalinidad, en este sentido, Richards *et al.* (1954) indicaron que cuando el pH sea menor de 8.2 no habrá presencia de CO_3^{2-} como se observó en este trabajo.

Sukumaran (2000) mencionó que el agua de los ríos es bicarbonatada, Kovda (1973) por su parte indicó que esta contiene grandes cantidades de bicarbonato de calcio disuelto, lo cual, atribuyó al lavado de los depósitos calizos.

En relación con la geología que recorre la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y algunas de sus corrientes tributarias (**Fig. 6**), ésta es de rocas volcánicas de tipo riolítico, andesítico y basáltico (Demant, 1978; Velázquez-Machuca *et al.*, 2010), estas rocas son intemperizadas durante el recorrido del agua, por ello adquiere una composición similar a la de los minerales con los que tiene contacto.

El cauce del río Lerma recorre por una formación geológica de rocas volcánicas (lavas, tobas, y brechas) principalmente basálticas y andesíticas, mientras que los terrenos cercanos al lago de Chapala se encuentran sobre depósitos aluviales y lacustres. El cauce del río Grande Santiago y sus corrientes tributarias recorren por una formación geológica de rocas volcánicas predominantemente riolitas, en esta misma formación geológica se observa el cauce del río Juchipila.

La concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} , en este estudio, fue más baja con respecto al Na^+ , este último, fue dominante en la mayoría de los casos, además, la descarga de agua residual modifica dichos valores durante el trayecto del agua de los ríos Lerma, Santiago y sus corrientes tributarias. Al respecto, los trabajos de Chávez-Alcántar *et al.* (2011); Velázquez-Machuca *et al.* (2010) y Sánchez-Bernal *et al.* (2014) coincidieron en que el agua presenta variaciones en su composición, mismas que atribuyeron a diversas actividades humanas.

Can-Chulim *et al.* (2008) encontraron que el agua en contacto con materiales de origen volcánico fue de baja concentración iónica, al igual que en este estudio, debido a que estos materiales de origen volcánico son de baja solubilidad.

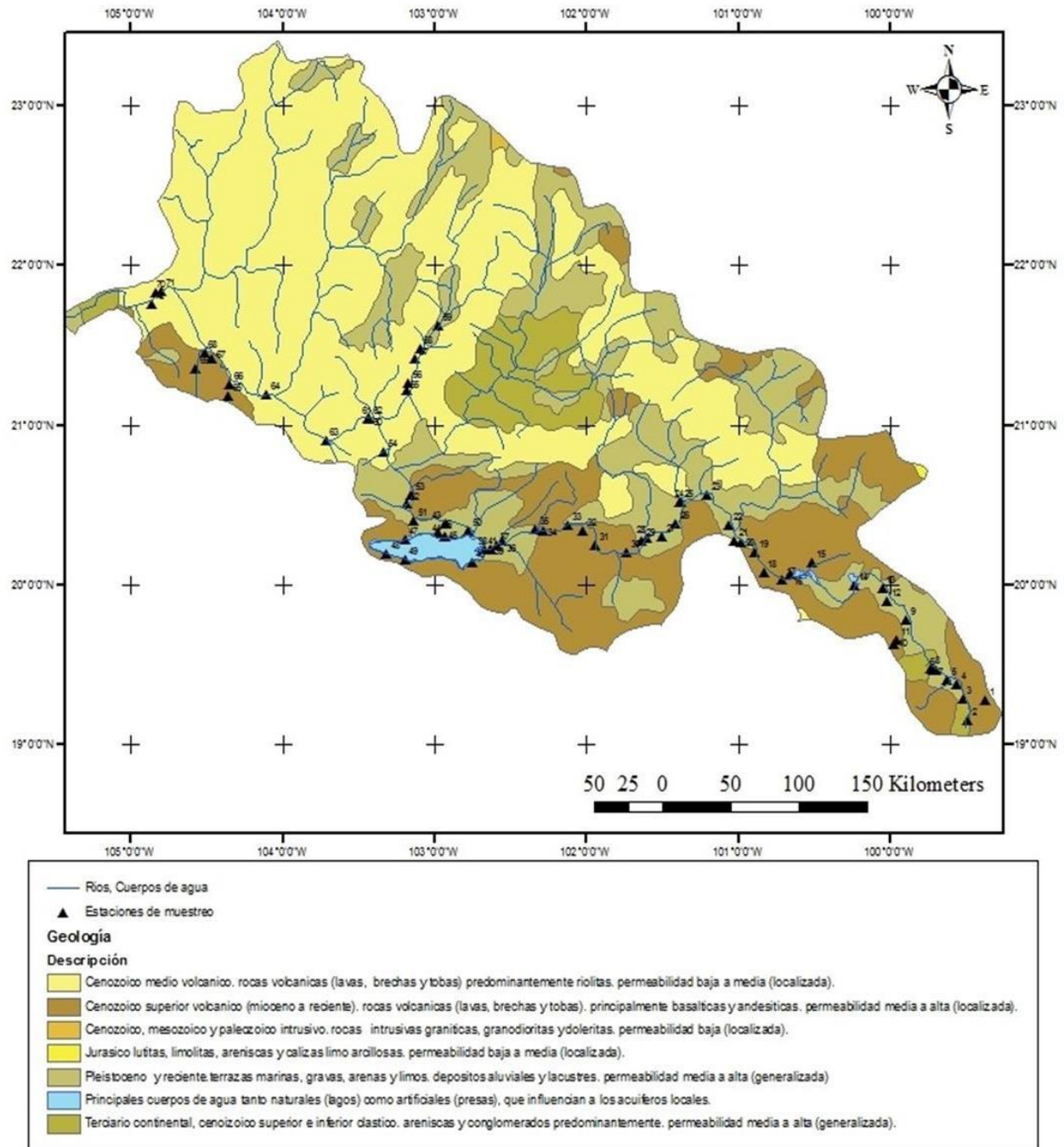


Figura 6. Geología de la cuenca Lerma Santiago Pacífico.

Cuadro 20. Composición química del agua.

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error
		μS cm ⁻¹	mg L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
meq L ⁻¹															
mmol L ⁻¹															
1 Laguna de la Marquesa	7.02	124	0.55	0.40	0.10	0.16	1.21	0.00	0.74	0.40	0.04	1.18	2.39	78	1.25
			11.02	4.86	2.30	6.26	24.44	0.00	45.14	14.18	1.92	61.24	85.68		
			0.28	0.20	0.10	0.16	0.74	0.00	0.74	0.40	0.02	1.16	1.90		
2 Lagunas de Almoleya	7.26	893	1.80	2.28	3.45	1.20	8.73	0.00	5.24	2.90	0.36	8.50	17.23	592	1.33
			36.07	27.70	79.35	46.92	190.04	0.00	319.64	102.81	17.29	439.74	629.78		
			0.90	1.14	3.45	1.20	6.69	0.00	5.24	1.90	0.18	7.32	14.01		
3 Río Lerma	6.88	504	0.90	2.08	1.50	0.45	4.93	0.00	2.85	1.15	0.79	4.79	9.72	290	1.44
			18.04	25.27	34.50	17.60	95.41	0.00	173.85	40.77	37.94	252.56	347.97		
			0.45	1.04	1.50	0.45	3.44	0.00	2.85	1.15	0.40	4.40	7.84		
4 Río Lerma	6.98	956	1.60	2.92	4.05	0.78	9.35	0.00	5.96	2.10	1.03	9.09	18.44	556	1.41
			32.06	35.48	93.15	30.50	191.19	0.00	363.56	74.45	49.47	487.48	678.67		
			0.80	1.46	4.05	0.78	7.09	0.00	5.96	2.10	0.52	8.58	15.67		
5 Río Lerma	6.78	686	1.40	2.20	2.50	0.61	6.71	0.00	2.91	1.95	1.66	6.52	13.23	378	1.43
			28.06	26.73	57.50	23.85	136.14	0.00	177.51	69.13	79.73	326.37	462.51		
			0.70	1.10	2.50	0.61	4.91	0.00	2.91	1.95	0.83	5.69	10.60		
6 Presa Alzate	7.39	545	1.40	1.18	2.20	0.55	5.33	0.00	2.39	1.30	1.47	5.16	10.49	318	1.62
			28.06	14.34	50.60	21.51	114.51	0.00	145.79	46.09	70.60	262.48	376.99		
			0.70	0.59	2.20	0.55	4.04	0.00	2.39	1.30	0.74	4.43	8.47		
7 Presa Alzate	6.89	581	1.30	1.57	2.20	0.61	5.68	0.00	2.71	1.30	1.48	5.49	11.17	334	1.70
			26.05	19.08	50.60	23.85	119.58	0.00	165.31	46.08	71.08	282.47	402.05		
			0.65	0.79	2.20	0.61	4.25	0.00	2.71	1.30	0.74	4.75	9.00		
8 Río Lerma	6.74	555	1.40	1.22	2.20	0.61	5.43	0.00	2.57	1.20	1.49	5.26	10.69	316	1.59
			28.06	14.82	50.60	23.85	117.33	0.00	156.77	42.54	71.56	270.87	388.20		
			0.70	0.61	2.20	0.61	4.12	0.00	2.57	1.20	0.75	4.52	8.64		
9 Río Lerma	6.75	397	1.20	0.94	1.25	0.49	3.88	0.00	2.07	1.12	0.56	3.75	7.63	226	1.70
			24.05	11.42	28.75	19.16	83.38	0.00	126.27	39.70	26.90	192.87	276.25		
			0.60	0.47	1.25	0.49	2.81	0.00	2.07	1.12	0.28	3.47	6.28		
10 Presa Tepetitlán	7.21	158	0.83	0.40	0.22	0.10	1.55	0.00	1.19	0.30	0.02	1.51	3.06	84	1.30
			16.63	4.86	5.06	3.91	30.46	0.00	72.59	10.64	0.96	84.19	114.65		
			0.42	0.20	0.22	0.10	0.94	0.00	1.19	0.30	0.01	1.50	2.44		
11 Río Tepetitlán	7.51	157	0.50	0.70	0.18	0.15	1.53	0.00	1.16	0.30	0.03	1.49	3.02	66	1.32
			10.02	8.51	4.14	5.87	28.54	0.00	70.76	10.64	1.44	82.84	111.38		
			0.25	0.35	0.18	0.15	0.93	0.00	1.16	0.30	0.02	1.48	2.41		
12 Río Lerma	6.94	367	1.10	0.89	1.10	0.50	3.59	0.00	2.14	1.10	0.24	3.48	7.07	224	1.55
			22.04	10.81	25.30	19.55	77.70	0.00	130.54	39.00	11.53	181.07	258.77		
			0.55	0.45	1.10	0.50	2.60	0.00	2.14	1.10	0.12	3.36	5.96		

Cuadro 20. Continuación...

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error
		μS cm ⁻¹	meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
		mg L ⁻¹											mg L ⁻¹	%	
mmol L ⁻¹															
13 Río Lerma	6.82	348	0.59	1.20	1.10	0.51	3.40	0.00	1.88	1.18	0.24	3.30	6.70	234	1.49
			11.82	14.58	25.30	19.94	71.64	0.00	114.68	41.83	11.53	168.04	239.68		
			0.30	0.60	1.10	0.51	2.51	0.00	1.88	1.18	0.12	3.18	5.69		
14 Presa Tepuxtepec	7.72	515	1.12	0.92	2.35	0.67	5.06	0.00	2.66	1.85	0.38	4.89	9.95	332	1.70
			22.44	11.18	54.05	26.20	113.87	0.00	162.26	65.58	18.25	246.09	359.96		
			0.56	0.46	2.35	0.67	4.04	0.00	2.66	1.85	0.19	4.70	8.74		
15 Río el Tigre	7.34	159	0.81	0.42	0.26	0.06	1.55	0.00	1.17	0.30	0.04	1.51	3.06	148	1.30
			16.23	5.10	5.98	2.35	29.66	0.00	71.37	10.64	1.92	83.93	113.59		
			0.41	0.21	0.26	0.06	0.94	0.00	1.17	0.30	0.02	1.49	2.43		
16 Presa de Solís	7.81	535	1.40	1.28	2.20	0.35	5.23	0.00	2.92	1.85	0.31	5.08	10.31	322	1.45
			28.06	15.55	50.60	13.69	107.90	0.00	178.12	65.59	14.89	258.60	366.50		
			0.70	0.64	2.20	0.35	3.89	0.00	2.92	1.85	0.16	4.93	8.82		
17 Río Lerma	7.49	427	1.40	0.78	1.50	0.50	4.18	0.00	2.44	1.25	0.36	4.05	8.23	290	1.58
			28.06	9.48	34.50	19.55	91.59	0.00	148.84	44.31	17.29	210.44	302.03		
			0.70	0.39	1.50	0.50	3.09	0.00	2.44	1.25	0.18	3.87	6.96		
18 Río Lerma	7.15	307	0.60	0.98	0.97	0.45	3.00	0.00	1.83	0.90	0.18	2.91	5.91	252	1.52
			12.02	11.91	22.31	17.60	63.84	0.00	111.63	31.91	8.65	152.19	216.03		
			0.30	0.49	0.97	0.45	2.21	0.00	1.83	0.90	0.09	2.82	5.03		
19 Río Lerma	7.10	378	1.40	0.65	1.10	0.55	3.70	0.00	2.49	0.90	0.20	3.59	7.29	262	1.50
			28.06	7.90	25.30	21.51	82.77	0.00	151.89	31.91	9.61	193.41	276.18		
			0.70	0.33	1.10	0.55	2.68	0.00	2.49	0.90	0.10	3.49	6.17		
20 Río Lerma	7.10	437	1.74	0.70	1.25	0.58	4.27	0.00	2.37	1.55	0.22	4.14	8.41	266	1.54
			34.87	8.51	28.75	22.68	94.81	0.00	144.57	54.95	10.57	210.09	304.90		
			0.87	0.35	1.25	0.58	3.05	0.00	2.37	1.55	0.11	4.03	7.08		
21 Río Lerma	6.90	488	1.70	0.80	1.65	0.62	4.77	0.00	2.49	1.75	0.38	4.62	9.39	326	1.59
			34.07	9.72	37.95	24.24	105.98	0.00	151.89	62.04	18.25	232.18	338.16		
			0.85	0.40	1.65	0.62	3.52	0.00	2.49	1.75	0.19	4.43	7.95		
22 Río Lerma	7.30	740	1.66	1.20	3.65	0.73	7.24	0.00	3.99	2.25	0.79	7.03	14.27	460	1.47
			33.27	14.58	83.95	28.54	160.34	0.00	243.39	79.76	37.94	361.09	521.43		
			0.83	0.60	3.65	0.73	5.81	0.00	3.99	2.25	0.40	6.64	12.45		
23 Río Lerma	7.20	709	2.01	0.90	3.25	0.77	6.93	0.00	3.69	2.15	0.91	6.75	13.68	436	1.31
			40.28	10.94	74.75	30.11	156.08	0.00	225.09	76.22	43.71	345.02	501.10		
			1.01	0.45	3.25	0.77	5.48	0.00	3.69	2.15	0.46	6.30	11.78		
24 Río Lerma	7.30	670	1.54	1.10	3.20	0.71	6.55	0.00	3.26	2.25	0.85	6.36	12.91	424	1.47
			30.86	13.37	73.60	27.76	145.59	0.00	198.86	79.76	40.83	319.45	465.04		
			0.77	0.55	3.20	0.71	5.23	0.00	3.26	2.25	0.43	5.94	11.17		

Cuadro 20. Continuación...

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error
		μS cm ⁻¹	mg L ⁻¹										mg L ⁻¹	%	
		meq L ⁻¹													
		mmol L ⁻¹													
25 Río Guanajuato	8.17	863	1.91	1.50	4.30	0.73	8.44	0.00	4.90	2.35	0.93	8.18	16.62	556	1.56
			38.28	18.23	98.90	28.54	183.95	0.00	298.90	83.31	44.67	426.88	610.83		
			0.96	0.75	4.30	0.73	6.74	0.00	4.90	2.35	0.47	7.72	14.46		
26 Río Lerma	7.30	568	1.77	0.70	2.40	0.68	5.55	0.00	2.84	1.75	0.78	5.37	10.92	374	1.64
			35.47	8.51	55.20	26.59	125.77	0.00	173.24	62.04	37.46	272.74	398.51		
			0.89	0.35	2.40	0.68	4.32	0.00	2.84	1.75	0.39	4.98	9.30		
27 Río Lerma	7.00	749	1.93	1.15	3.45	0.79	7.32	0.00	3.46	2.40	1.25	7.11	14.43	502	1.45
			38.68	13.97	79.35	30.89	162.89	0.00	211.06	85.08	60.04	356.18	519.07		
			0.97	0.58	3.45	0.79	5.79	0.00	3.46	2.40	0.63	6.49	12.28		
28 Río Lerma	7.18	817	2.10	2.30	3.15	0.44	7.99	0.00	3.50	2.61	1.64	7.75	15.74	518	1.52
			42.08	27.95	72.45	17.20	159.68	0.00	213.50	92.52	78.77	384.79	544.47		
			1.05	1.15	3.15	0.44	5.79	0.00	3.50	2.61	0.82	6.93	12.72		
29 Río Lerma	6.99	867	1.70	1.80	4.46	0.51	8.47	0.00	3.94	2.71	1.57	8.22	16.69	508	1.49
			34.07	21.87	102.58	19.94	178.46	0.00	240.34	96.07	75.41	411.82	590.28		
			0.85	0.90	4.46	0.51	6.72	0.00	3.94	2.71	0.79	7.44	14.16		
30 Río Lerma	7.03	761	2.10	1.20	3.65	0.49	7.44	0.00	3.57	2.50	1.18	7.25	14.69	476	1.29
			42.08	14.58	83.95	19.16	159.77	0.00	217.77	88.63	56.68	363.08	522.85		
			1.05	0.60	3.65	0.49	5.79	0.00	3.57	2.50	0.59	6.66	12.45		
31 Río Lerma	7.11	693	1.90	1.22	3.20	0.46	6.78	0.00	3.63	2.15	0.83	6.61	13.39	434	1.27
			38.08	14.82	73.60	17.99	144.49	0.00	221.43	76.22	39.86	337.51	482.00		
			0.95	0.61	3.20	0.46	5.22	0.00	3.63	2.15	0.42	6.20	11.42		
32 Río Lerma	7.73	508	1.50	0.84	2.20	0.43	4.97	0.00	2.66	1.54	0.62	4.82	9.79	336	1.53
			30.06	10.21	50.60	16.81	107.68	0.00	162.26	54.59	29.78	246.63	354.31		
			0.75	0.42	2.20	0.43	3.80	0.00	2.66	1.54	0.31	4.51	8.31		
33 Río Lerma	7.27	523	1.50	0.87	2.30	0.44	5.11	0.00	2.70	1.59	0.64	4.93	10.04	312	1.79
			30.06	10.57	52.90	17.20	110.73	0.00	164.70	56.37	30.74	251.81	362.54		
			0.75	0.44	2.30	0.44	3.93	0.00	2.70	1.59	0.32	4.61	8.54		
34 Río Lerma	7.04	502	1.50	1.05	1.90	0.46	4.91	0.00	2.56	1.53	0.70	4.79	9.70	312	1.23
			30.06	12.76	43.70	17.99	104.51	0.00	156.16	54.24	33.62	244.02	348.53		
			0.75	0.53	1.90	0.46	3.64	0.00	2.56	1.53	0.35	4.44	8.08		
35 Río Lerma	7.12	495	1.50	1.33	1.55	0.46	4.84	0.00	2.60	1.51	0.60	4.71	9.55	316	1.36
			30.06	16.16	35.65	17.99	99.86	0.00	158.60	53.53	28.82	240.95	340.81		
			0.75	0.67	1.55	0.46	3.43	0.00	2.60	1.51	0.30	4.41	7.84		
36 Río Lerma	7.13	445	1.60	0.76	1.55	0.44	4.35	0.00	2.34	1.36	0.54	4.24	8.59	274	1.28
			32.06	9.23	35.65	17.20	94.14	0.00	142.74	48.21	25.94	216.89	311.03		
			0.80	0.38	1.55	0.44	3.17	0.00	2.34	1.36	0.27	3.97	7.14		

Cuadro 20. Continuación...

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error
		μS cm ⁻¹	meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			----- mg L ⁻¹ -----												
			mmol L ⁻¹												
37 Río Duero	7.33	371	1.50	0.80	0.95	0.34	3.59	0.00	2.19	0.95	0.36	3.50	7.09	238	1.26
			30.06	9.72	21.85	13.29	74.92	0.00	133.59	33.68	17.29	184.56	259.48		
			0.75	0.40	0.95	0.34	2.44	0.00	2.19	0.95	0.18	3.32	5.76		
38 Río Lerma	7.25	418	1.23	0.90	1.50	0.42	4.05	0.00	2.46	1.07	0.41	3.94	7.99	276	1.37
			24.65	10.94	34.50	16.42	86.51	0.00	150.06	37.93	19.69	207.68	294.19		
			0.62	0.45	1.50	0.42	2.99	0.00	2.46	1.07	0.21	3.74	6.73		
39 Cruce de ríos Lerma y Duero	7.17	391	1.26	0.84	1.30	0.39	3.79	0.00	2.30	1.01	0.38	3.69	7.48	268	1.33
			25.25	10.21	29.90	15.25	80.61	0.00	140.30	35.80	18.25	194.35	274.96		
			0.63	0.42	1.30	0.39	2.74	0.00	2.30	1.01	0.19	3.50	6.24		
40 Descarga de agua residual	7.36	449	1.30	0.85	1.80	0.40	4.35	0.00	2.68	1.16	0.40	4.24	8.59	254	1.28
			26.05	10.33	41.40	15.64	93.42	0.00	163.48	41.12	19.21	223.81	317.23		
			0.65	0.43	1.80	0.40	3.28	0.00	2.68	1.16	0.20	4.04	7.32		
41 Río Lerma	7.48	387	1.20	0.85	1.30	0.43	3.78	0.00	2.30	1.01	0.37	3.68	7.46	274	1.34
			24.05	10.33	29.90	16.81	81.09	0.00	140.30	35.80	17.77	193.87	274.96		
			0.60	0.43	1.30	0.43	2.76	0.00	2.30	1.01	0.19	3.50	6.26		
42 Río Grande de Santiago	7.21	324	1.34	0.60	0.80	0.42	3.16	0.00	1.91	0.85	0.32	3.08	6.24	228	1.28
			26.85	7.29	18.40	16.42	68.96	0.00	116.51	30.13	15.37	162.01	230.97		
			0.67	0.30	0.80	0.42	2.19	0.00	1.91	0.85	0.16	2.92	5.11		
43 Río Grande de Santiago	7.26	327	1.37	0.61	0.81	0.41	3.20	0.00	1.91	0.86	0.33	3.10	6.30	216	1.58
			27.46	7.41	18.63	16.03	69.53	0.00	116.51	30.49	15.85	162.85	232.38		
			0.69	0.31	0.81	0.41	2.22	0.00	1.91	0.86	0.17	2.94	5.16		
44 Manantial de agua caliente	8.06	488	2.21	0.91	1.20	0.41	4.73	0.00	2.84	1.28	0.48	4.60	9.33	408	1.39
			44.29	11.06	27.60	16.03	98.98	0.00	173.24	45.38	23.05	241.67	340.65		
			1.11	0.46	1.20	0.41	3.18	0.00	2.84	1.28	0.24	4.36	7.54		
45 Lago de Chapala	8.32	1080	0.15	3.05	6.25	1.01	10.46	0.30	6.29	2.83	1.14	10.56	21.02	670	0.47
			3.01	37.06	143.75	39.49	223.31	9.00	383.40	100.32	54.75	547.47	770.78		
			0.08	1.53	6.25	1.01	8.87	0.15	6.29	2.83	0.57	9.84	18.71		
46 Lago de Chapala	8.43	1109	0.17	3.39	6.25	1.04	10.85	0.35	6.48	2.91	1.14	10.88	21.73	674	0.13
			3.41	41.19	143.75	40.66	229.01	10.50	395.28	103.16	54.75	563.69	792.70		
			0.09	1.70	6.25	1.04	9.08	0.18	6.48	2.91	0.57	10.14	19.22		
47 Lago de Chapala	8.40	1129	0.19	3.33	6.35	1.06	10.93	0.45	5.99	2.97	1.23	10.64	21.57	670	1.34
			3.81	40.46	146.05	41.45	231.77	13.50	365.39	105.29	59.08	543.26	775.03		
			0.10	1.67	6.35	1.06	9.18	0.23	5.99	2.97	0.62	9.81	18.99		
48 Lago de Chapala	8.18	989	1.20	3.21	4.45	0.81	9.67	0.00	5.02	3.25	1.14	9.41	19.08	588	1.36
			24.05	39.00	102.35	31.67	197.07	0.00	306.22	115.21	54.75	476.18	673.25		
			0.60	1.61	4.45	0.81	7.47	0.00	5.02	3.25	0.57	8.84	16.31		

Cuadro 20. Continuación...

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error
		μS cm ⁻¹	meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%

mmol L ⁻¹															
49 Lago de Chapala	8.34	1071	1.80	2.30	5.50	0.87	10.47	0.90	5.30	3.05	0.88	10.13	20.60	644	1.65
			36.07	27.95	126.50	34.02	224.54	27.00	323.30	108.12	42.27	500.69	725.23		
			0.90	1.15	5.50	0.87	8.42	0.45	5.30	3.05	0.44	9.24	17.66		
50 Río Grande de Santiago	7.67	279	1.10	0.80	0.45	0.38	2.73	0.00	1.91	0.50	0.24	2.65	5.38	204	1.48
			22.04	9.72	10.35	14.86	56.97	0.00	116.51	17.73	11.53	145.77	202.74		
			0.55	0.40	0.45	0.38	1.78	0.00	1.91	0.50	0.12	2.53	4.31		
51 Río Grande de Santiago	7.42	394	1.10	0.90	1.44	0.41	3.85	0.00	2.66	0.71	0.38	3.75	7.60	308	1.31
			22.04	10.94	33.12	16.03	82.13	0.00	162.26	25.17	18.25	205.68	287.81		
			0.55	0.45	1.44	0.41	2.85	0.00	2.66	0.71	0.19	3.56	6.41		
52 Río Grande de Santiago	7.35	670	2.00	1.50	2.50	0.55	6.55	0.00	3.69	2.10	0.58	6.37	12.92	428	1.39
			40.08	18.23	57.50	21.51	137.32	0.00	225.09	74.45	27.86	327.40	464.72		
			1.00	0.75	2.50	0.55	4.80	0.00	3.69	2.10	0.29	6.08	10.88		
53 Río Grande de Santiago	7.25	675	1.80	1.26	2.60	0.58	6.24	0.00	3.22	2.15	0.66	6.03	12.27	432	1.71
			36.07	15.31	59.80	22.68	133.86	0.00	196.42	76.22	31.70	304.34	438.20		
			0.90	0.63	2.60	0.58	4.71	0.00	3.22	2.15	0.33	5.70	10.41		
54 Río Grande de Santiago	7.25	470	1.40	0.70	2.02	0.48	4.60	0.00	2.51	1.50	0.46	4.47	9.07	310	1.43
			28.06	8.51	46.46	18.77	101.80	0.00	153.11	53.18	22.09	228.38	330.18		
			0.70	0.35	2.02	0.48	3.55	0.00	2.51	1.50	0.23	4.24	7.79		
55 Río Juchipila	7.18	218	1.60	0.10	0.20	0.23	2.13	0.00	1.43	0.50	0.14	2.07	4.20	178	1.42
			32.06	1.22	4.60	9.00	46.88	0.00	87.23	17.73	6.72	111.68	158.56		
			0.80	0.05	0.20	0.23	1.28	0.00	1.43	0.50	0.07	2.00	3.28		
56 Río Juchipila	7.24	217	1.24	0.50	0.18	0.20	2.12	0.00	1.48	0.40	0.18	2.06	4.18	184	1.43
			24.85	6.08	4.14	7.82	42.89	0.00	90.28	14.18	8.65	113.11	156.00		
			0.62	0.25	0.18	0.20	1.25	0.00	1.48	0.40	0.09	1.97	3.22		
57 Río Juchipila	7.26	193	1.04	0.44	0.16	0.25	1.89	0.00	1.36	0.35	0.14	1.85	3.74	190	1.07
			20.84	5.35	3.68	9.78	39.65	0.00	82.96	12.41	6.72	102.09	141.74		
			0.52	0.22	0.16	0.25	1.15	0.00	1.36	0.35	0.07	1.78	2.93		
58 Río Juchipila	7.23	177	1.06	0.30	0.15	0.22	1.73	0.00	1.17	0.30	0.22	1.69	3.42	184	1.17
			21.24	3.65	3.45	8.60	36.94	0.00	71.37	10.64	10.57	92.58	129.52		
			0.53	0.15	0.15	0.22	1.05	0.00	1.17	0.30	0.11	1.58	2.63		
59 Río Juchipila	7.27	196	0.91	0.60	0.17	0.24	1.92	0.00	1.40	0.32	0.15	1.87	3.79	182	1.31
			18.24	7.29	3.83	9.38	38.74	0.00	85.40	11.34	7.20	103.94	142.68		
			0.46	0.30	0.17	0.24	1.17	0.00	1.40	0.32	0.08	1.80	2.97		
60 Río Juchipila	7.26	195	1.03	0.50	0.15	0.23	1.91	0.00	1.35	0.30	0.20	1.85	3.76	172	1.59
			20.64	6.08	3.45	8.99	39.16	0.00	82.35	10.64	9.61	102.60	141.76		
			0.52	0.25	0.15	0.23	1.15	0.00	1.35	0.30	0.10	1.75	2.90		

Cuadro 20. Continuación...

Fuente	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
----- mg L ⁻¹ -----															
mmol L ⁻¹															
61 Río Juchipila y Santiago	7.36	195	1.06	0.50	0.15	0.20	1.91	0.00	1.40	0.30	0.15	1.85	3.76	140	1.59
			21.24	6.08	3.45	7.82	38.59	0.00	85.40	10.64	7.20	103.24	141.83		
			0.53	0.25	0.15	0.20	1.13	0.00	1.40	0.30	0.08	1.78	2.91		
62 Río Grande de Santiago	7.36	441	1.69	0.90	1.25	0.47	4.31	0.00	2.77	1.15	0.28	4.20	8.51	210	1.29
			33.87	10.94	28.75	18.38	91.94	0.00	168.97	40.77	13.45	223.19	315.13		
			0.85	0.45	1.25	0.47	3.02	0.00	2.77	1.15	0.14	4.06	7.08		
63 Río Grande de Santiago	7.43	381	1.49	0.77	1.08	0.38	3.72	0.00	2.34	0.98	0.30	3.62	7.34	178	1.36
			29.86	9.36	24.84	14.86	78.92	0.00	142.74	34.74	14.41	191.89	270.81		
			0.75	0.39	1.08	0.38	2.60	0.00	2.34	0.98	0.15	3.47	6.07		
64 Presa la Yesca	7.62	600	1.80	1.11	2.50	0.46	5.87	0.00	3.72	1.53	0.43	5.68	11.55	312	1.64
			36.07	13.49	57.50	17.99	125.05	0.00	226.92	54.24	20.65	301.81	426.86		
			0.90	0.56	2.50	0.46	4.42	0.00	3.72	1.53	0.22	5.47	9.89		
65 Nacimiento de agua	7.57	44	0.12	0.08	0.12	0.11	0.43	0.00	0.21	0.15	0.06	0.42	0.85	38	1.17
			2.40	0.97	2.76	4.30	10.43	0.00	12.81	5.32	2.88	21.01	31.44		
			0.06	0.04	0.12	0.11	0.33	0.00	0.21	0.15	0.03	0.39	0.72		
66 Río Grande de Santiago	8.37	512	1.60	1.06	1.95	0.40	5.01	0.12	2.79	1.74	0.34	4.99	10.00	258	0.20
			32.06	12.88	44.85	15.64	105.43	3.60	170.19	61.68	16.33	251.80	357.23		
			0.80	0.53	1.95	0.40	3.68	0.06	2.79	1.74	0.17	4.76	8.44		
67 Río Grande de Santiago	8.00	536	1.64	1.12	2.06	0.42	5.24	0.00	2.85	1.85	0.38	5.08	10.32	278	1.55
			32.87	13.61	47.38	16.42	110.28	0.00	173.85	65.58	18.25	257.68	367.96		
			0.82	0.56	2.06	0.42	3.86	0.00	2.85	1.85	0.19	4.89	8.75		
68 Río Grande de Santiago	8.18	378	1.23	0.80	1.35	0.32	3.70	0.00	1.99	1.32	0.27	3.58	7.28	206	1.64
			24.65	9.72	31.06	12.51	77.94	0.00	121.39	46.79	12.97	181.15	259.09		
			0.62	0.40	0.14	0.32	1.48	0.00	1.99	1.32	0.14	3.45	4.93		
69 Lago cráter	8.63	1674	0.80	6.56	8.30	0.55	16.21	1.75	7.15	6.75	0.12	15.77	31.98	840	1.37
			16.03	79.70	190.90	21.51	308.14	52.50	436.15	239.29	5.76	733.70	1041.84		
			0.80	3.28	8.30	0.55	12.93	0.88	7.15	6.75	0.06	14.84	27.77		
70 Río Grande de Santiago	7.73	349	1.14	0.74	1.25	0.25	3.38	0.00	1.84	1.21	0.23	3.28	6.66	150	1.50
			22.85	8.99	28.75	9.78	70.37	0.00	112.24	42.89	11.05	166.18	236.55		
			0.57	0.37	1.25	0.25	2.44	0.00	1.84	1.21	0.12	3.17	5.61		
71 Presa Aguamilpa	7.68	243	0.65	0.62	0.88	0.23	2.38	0.00	1.28	0.85	0.18	2.31	4.69	152	1.49
			13.03	7.53	20.24	9.00	49.80	0.00	78.08	30.13	8.65	116.86	166.66		
			0.33	0.31	0.88	0.23	1.75	0.00	1.28	0.85	0.09	2.22	3.97		
72 Río el Chilte	7.43	148	0.61	0.54	0.16	0.14	1.45	0.00	0.84	0.42	0.14	1.40	2.85	102	1.75
			12.22	6.56	3.68	5.47	27.93	0.00	51.24	14.89	6.72	72.85	100.78		
			0.31	0.17	0.16	0.14	0.78	0.00	0.84	0.42	0.07	1.33	2.11		

Cuadro 21. Estadísticos descriptivos de la composición química del agua.

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
pH (unidades)	6.740	8.630	7.405	0.445
CE (dS m ⁻¹)	0.044	1.674	0.515	0.291
Ca ²⁺ (meq L ⁻¹)	0.120	2.210	1.305	0.488
Mg ²⁺ (meq L ⁻¹)	0.080	6.560	1.200	0.976
Na ⁺ (meq L ⁻¹)	0.100	8.300	2.042	1.707
K ⁺ (meq L ⁻¹)	0.060	1.200	0.482	0.232
Cationes (meq L ⁻¹)	0.430	16.210	5.031	2.838
CO ₃ ²⁻ (meq L ⁻¹)	0.000	1.750	0.053	0.240
HCO ₃ ⁻ (meq L ⁻¹)	0.210	7.150	2.789	1.417
Cl ⁻ (meq L ⁻¹)	0.150	6.750	1.498	1.019
SO ₄ ²⁻ (meq L ⁻¹)	0.020	1.660	0.557	0.440
Aniones (meq L ⁻¹)	0.420	15.770	4.898	2.779
Iones (mg L ⁻¹)	31.440	1041.840	358.258	195.173
STD (mg L ⁻¹)	38.000	840.000	321.888	164.123

N=72

El SO₄²⁻ se origina a partir de la oxidación de los minerales sulfatados, entre ellos se encuentra el sulfato de sodio, sulfato de magnesio y sulfato de calcio, otra fuente de sulfato en el agua es la descarga de agua residual industrial donde se utiliza el ácido sulfúrico.

La concentración de SO₄²⁻ en este caso fue baja en la mayoría de las muestras de agua, los valores más altos que se observaron (1.66 mg L⁻¹) son debidos a las descargas de la industria y a las actividades agrícolas donde se utilizan los fertilizantes fosfatados. Al igual que en este estudio, Chávez-Alcántar *et al.* (2011) atribuyeron las concentraciones de Na⁺ y SO₄²⁻ a los drenajes agrícolas, descargas de agua residual, además, asociaron al Ca²⁺ y Mg²⁺ con el Na⁺ y SO₄²⁻ e indicaron que pueden derivarse también de drenajes agrícolas, el Cl⁻ es derivado también de las aguas residuales que se vierten al río Lerma.

5.3. SALINIDAD DE LAS AGUAS

Las aguas naturales nunca son puras, todas contienen sustancias disueltas como mencionó Kovda (1973), estas pueden ser medidas de manera directa a través del residuo seco (STD), sin embargo, éste es útil como comprobación de los resultados, la forma más apropiada de medir la salinidad es mediante la suma de todos los iones.

De acuerdo con los valores obtenidos de STD ($< 1,000 \text{ mg L}^{-1}$) puede clasificarse el agua como agua dulce, o baja en sales (Hermión Larios, 1950). La salinidad expresada en términos de CE mostró valores entre 0.044 y 1.674 dS m^{-1} , con un promedio de 0.515 dS m^{-1} , en este sentido, la salinidad fue baja en la mayoría de los casos, el incremento en la CE se debe a la concentración de iones derivados de la mezcla de agua con drenajes domésticos, industriales y agrícolas, como indicaron Velázquez-Machuca *et al.* (2010).

Con base en estas medidas de salinidad, en el **Cuadro 22** se observa una relación altamente significativa ($r=0.979$; $\alpha=0.01$) entre STD y la suma de iones (**Fig. 7**), como comprobación indica que los resultados son correctos.

Cuadro 22. Matriz de correlación de Pearson de la conductividad eléctrica, cationes, aniones, iones, sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica estimada.

		CE (dS m ⁻¹)	Cationes (meq L ⁻¹)	Aniones (meq L ⁻¹)	Iones (mg L ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	CE (dS m ⁻¹)*640
CE (dS m ⁻¹)	Correlación	1					
Cationes (meq L ⁻¹)	Correlación	1.000(**)	1				
Aniones (meq L ⁻¹)	Correlación	1.000(**)	1.000(**)	1			
Iones (mg L ⁻¹)	Correlación	.997(**)	.998(**)	.998(**)	1		
STD (mg L ⁻¹)	Correlación	.974(**)	.974(**)	.975(**)	.979(**)	1	
CE (dS m ⁻¹)*640	Correlación	1.000(**)	1.000(**)	1.000(**)	.997(**)	.974(**)	1

N=72; $\alpha=0.01$.

En la **Figura 7** se observa una estrecha relación entre STD y suma de iones ($R^2=0.99$) y la ecuación de regresión en este caso es: iones (mg L⁻¹) = 1.123×STD (mg L⁻¹). Esto indica que los resultados son válidos para este estudio dado que el valor es positivo cercano a 1.

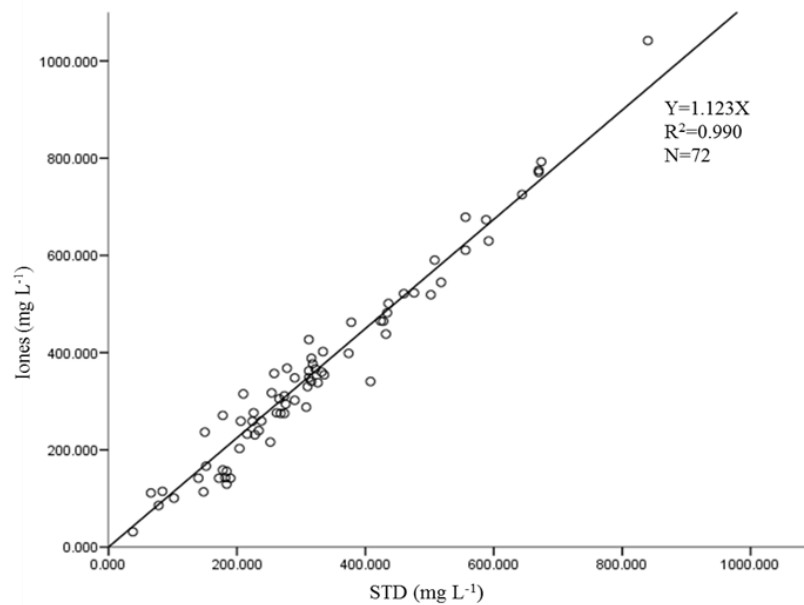


Figura 7. Diagrama de dispersión de sólidos totales disueltos y suma de iones.

También se observa que existe relación altamente significativa ($r=0.997$; $\alpha=0.01$) entre la CE y la suma de iones (**Fig. 8**), la ecuación de regresión fue: iones (mg L^{-1})= $687.784 \times \text{CE}$ (dS m^{-1}) el coeficiente de determinación fue muy alto ($R^2=0.998$), en este caso, la ecuación de estimación, aunque es cercana, difiere de la que propusieron Richards *et al.* (1954): iones= $\text{CE} \times 640$. Debido a la concentración y tipo de iones. Por ello no es recomendable estimar a partir de dicha ecuación, es preciso determinar cada uno de los iones para fines de irrigación. Al respecto, Sánchez-Bernal *et al.* (2008) y Can-Chulim *et al.* (2014) indicaron que el efecto salino en los cultivos es diferente según el tipo de sal, concentración y el tipo de cultivo.

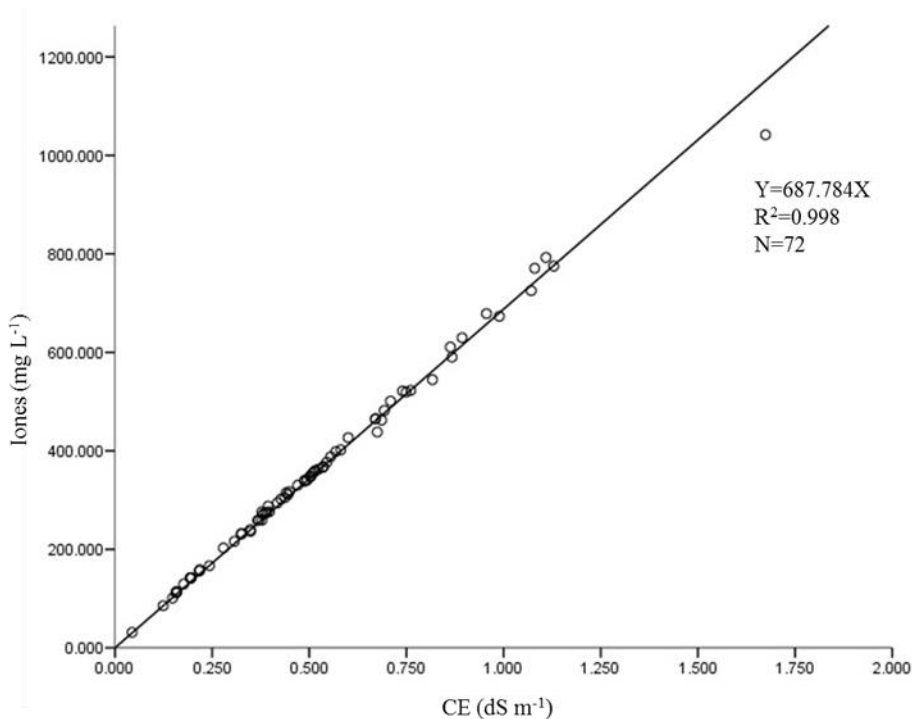


Figura 8. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de iones.

A partir de la información obtenida del **Cuadro 22**, una vez que se observó estrecha relación entre las variables, se generaron diversos diagramas de dispersión de las variables medidas. Se estableció un modelo de regresión calculado sin el término constante, y con este, la ecuación para los valores de predicción de la variable Y a partir de la variable X.

Los valores de las ecuaciones fueron utilizados para validar los datos experimentales de la investigación; comparados además con los valores de predicción de algunas variables a partir de la relación funcional:

$STD=f(CE)$; $Iones = f(CE)$; $cationes = f(CE)$; $aniones=f(CE)$; $CEc=CE$; (Richards *et al.*, 1954; APHA, 1998).

La relación entre la CE y la suma de cationes fue altamente significativa ($r=1$; $\alpha=0.01$), la ecuación de regresión (**Fig. 9**) en este caso fue: suma de cationes ($meq L^{-1}$)= $9.746 \times CE$ ($dS m^{-1}$).

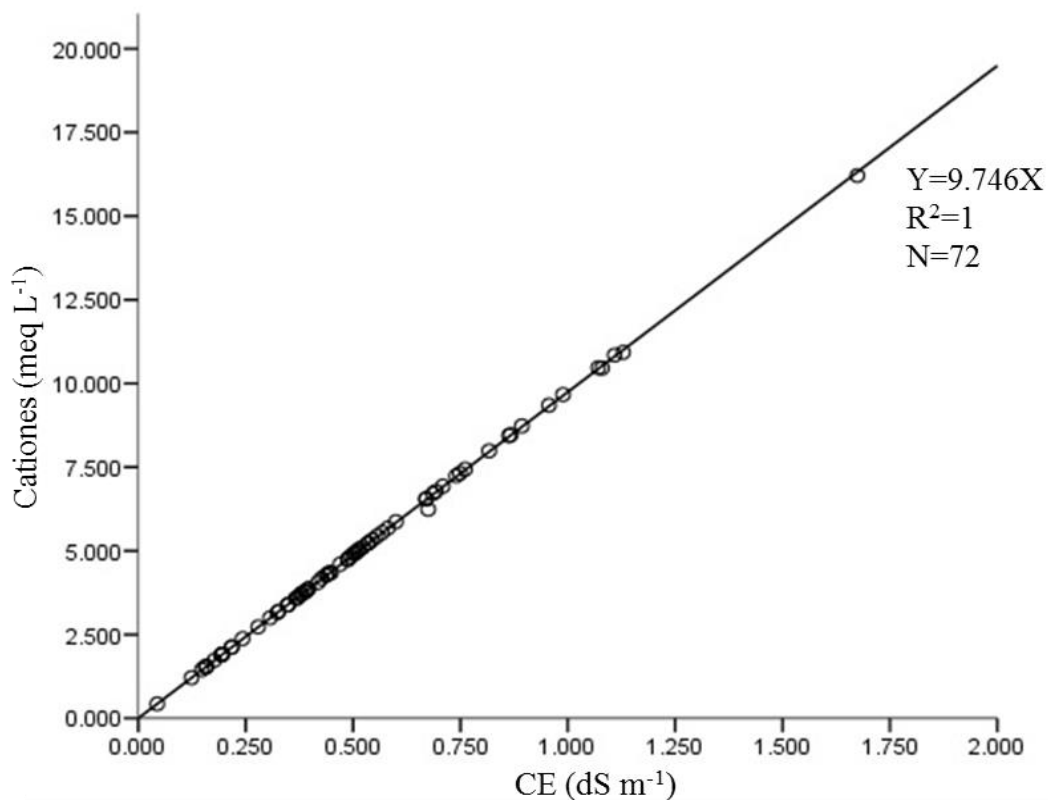


Figura 9. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y suma de cationes.

Para los aniones la relación fue altamente significativa ($r=1$; $\alpha=0.01$). La ecuación de regresión (**Fig. 10**) fue: suma de aniones (meq L^{-1})= $9.501 \times \text{CE}$ (dS m^{-1}); ambas ecuaciones indicaron la relación funcional: cationes = $f(\text{CE})$; aniones= $f(\text{CE})$; y son válidas para el conjunto de datos obtenidos e indican que los resultados son correctos. Al respecto Richards *et al.* (1954) y Pizarro (1985) sugirieron valores de cationes y aniones en relación con la CE multiplicada por 10 o 12 respectivamente.

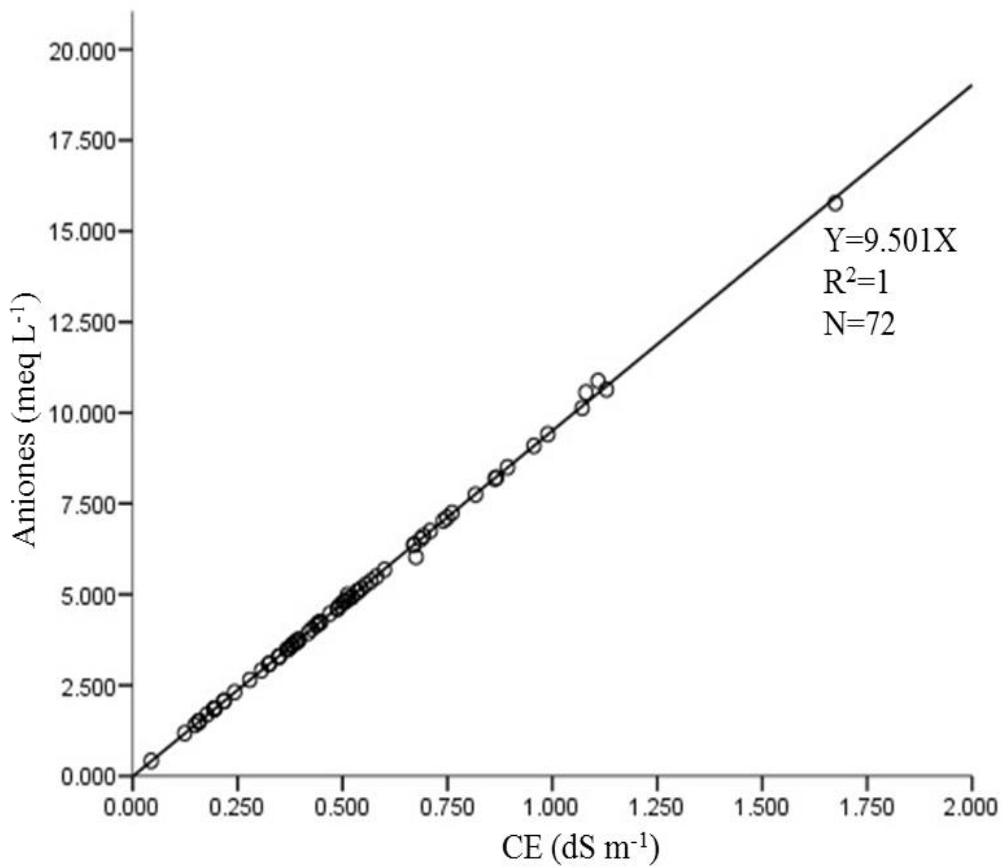


Figura 10. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y suma de aniones.

La relación entre la CE y STD fue altamente significativa ($r=0.974$; $\alpha=0.01$). La ecuación de regresión (**Fig. 11**), fue: $STD (mg L^{-1})=605.693 \times CE (dS m^{-1})$. El coeficiente de determinación ($R^2=0.987$) fue muy alto, e indica una estrecha relación entre estas variables.

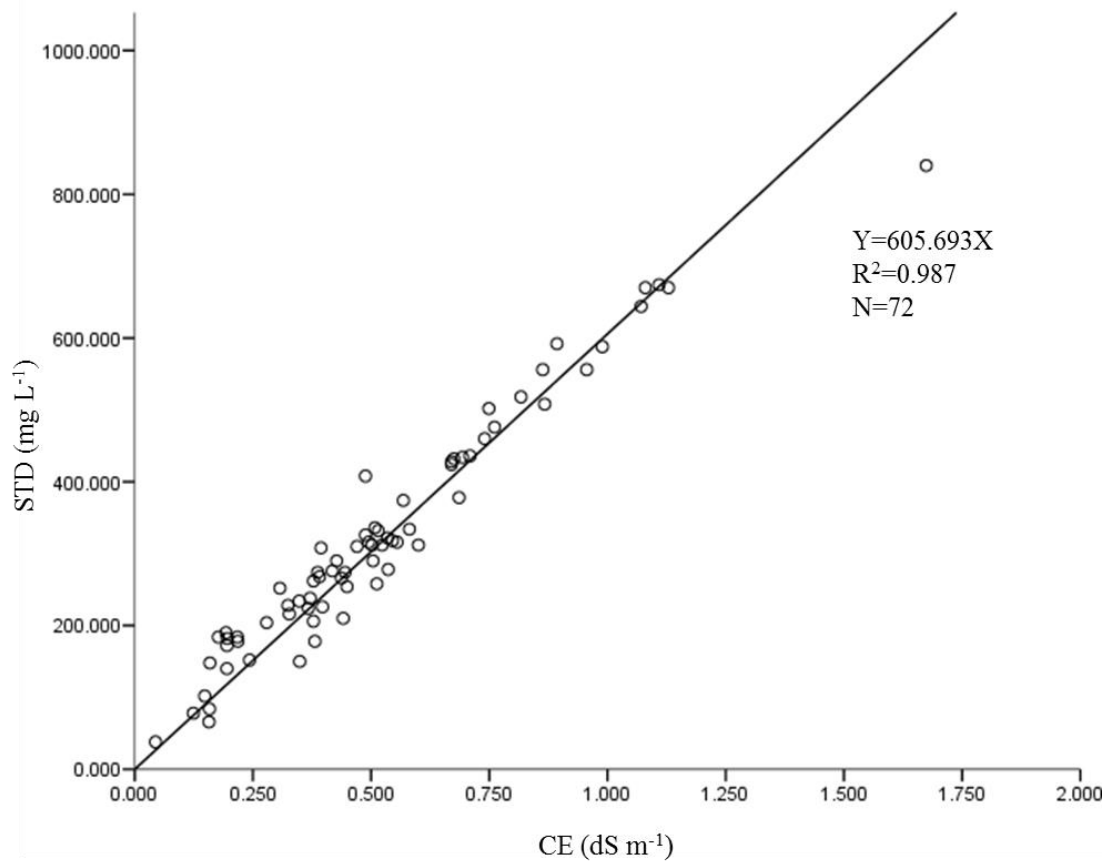


Figura 11. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.

Estimar los iones a partir de la ecuación que propusieron Richards *et al.* (1954) $CE \times 640 = \text{iones}$, permitió comparar esta ecuación con los datos experimentales medidos (**Fig. 12**), la ecuación en este caso fue: iones medidos (mg L^{-1}) = $1.075 \times$ iones estimados (mg L^{-1}). La ecuación que se utilizó para estimar los iones fue: $CE \times 640 = \text{iones estimados}$. Estos valores se encuentran sobre una línea recta, por lo cual, es confiable estimar los iones con la ecuación $CE \times 640$. Sin embargo, el inconveniente que existe en esta estimación radica en que se desconoce el tipo y la concentración de iones, por este motivo, la estimación no debe sustituir la medición del dato experimental.

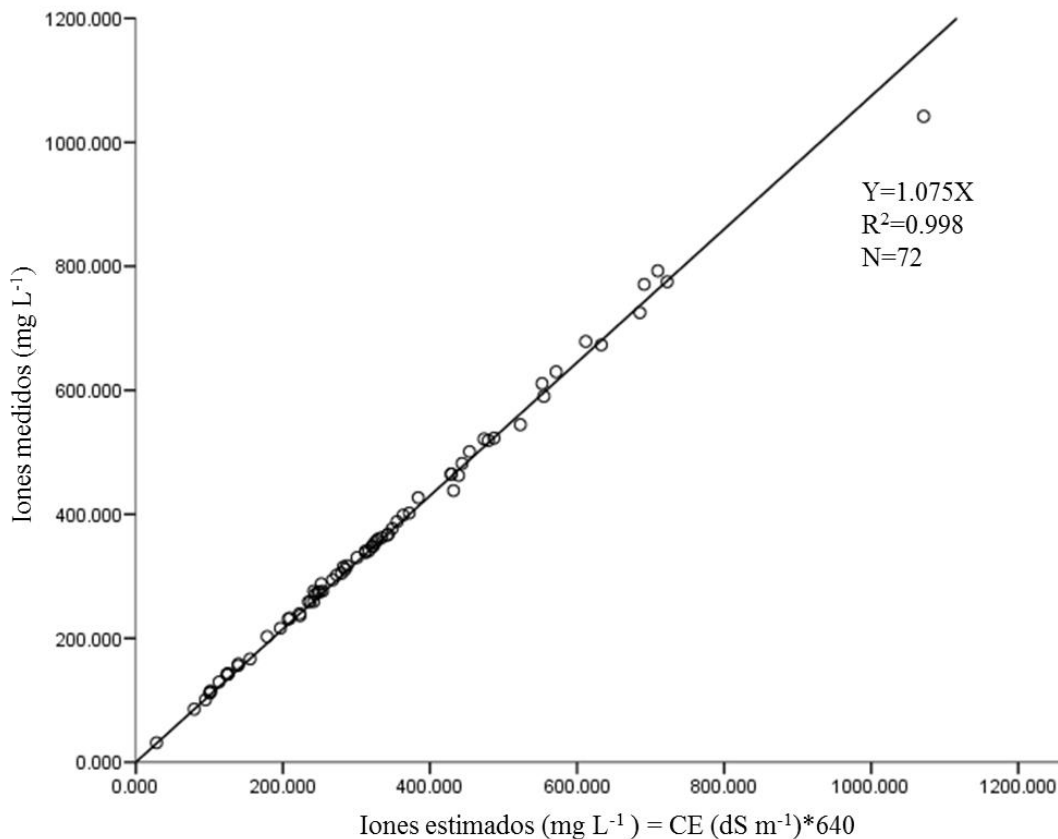


Figura 12. Diagrama de dispersión de iones estimados y medidos.

En este trabajo las ecuaciones de regresión son válidas únicamente para el conjunto de datos analizados y para las variables que se ingresaron en los diagramas de dispersión. Por tal razón estos valores de regresión no deben generalizarse para todas las aguas ya que tendrán variaciones de acuerdo con los valores medidos y, no deben sustituir la medición de cationes y aniones, estas sin embargo, son útiles como verificación de los resultados.

En todos los casos se observó la tendencia lineal y la dependencia entre las variables. De acuerdo con esto, González-Meraz (2000) realizó un trabajo de investigación orientado a establecer una metodología para predecir algunos parámetros de calidad del agua, como aniones, cationes y STD, a partir de los valores de CE, mediante análisis de regresión lineal.

En su estudio González-Meraz (2000) concluyó que no se pueden estimar los valores de aniones, sin embargo, indicó que la concentración de Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ puede estimarse a partir de la CE. Finalmente se observó que el objetivo de dicho trabajo fue establecer estas relaciones para “no realizar los análisis químicos del agua”.

Los análisis de regresión lineal, en este trabajo, se realizaron para conocer la relación entre las variables medidas, de ello se deriva que la concentración total de iones está en función de la CE, igualmente, para la concentración de cationes y aniones se observó que están en función de la CE, y a su vez, la CE está en función de la concentración total electrolítica, por esta razón la CE ha sido tomada como base para estimar la salinidad en las aguas.

Conocer estas relaciones permitió observar cierta regularidad, y generalizar el comportamiento de dichas variables, en este sentido, con la obtención de los datos experimentales de las variables físico-químicas del agua de los ríos, se estimó la CE a partir de la concentración electrolítica y los valores de CE propuestos por APHA (1998). En las **Figuras 13 y 14** se muestran los diagramas de dispersión de la relación funcional entre la CE medida y la CE estimada a partir de la concentración iónica. Como indicadores de salinidad muestran la exactitud de los valores iónicos medidos. Ambas ecuaciones de regresión indicaron que la CE estimada tiene un valor aproximado al de la CE medida: $CE_c = CE \times 1.055$; $R^2 = 1.0$

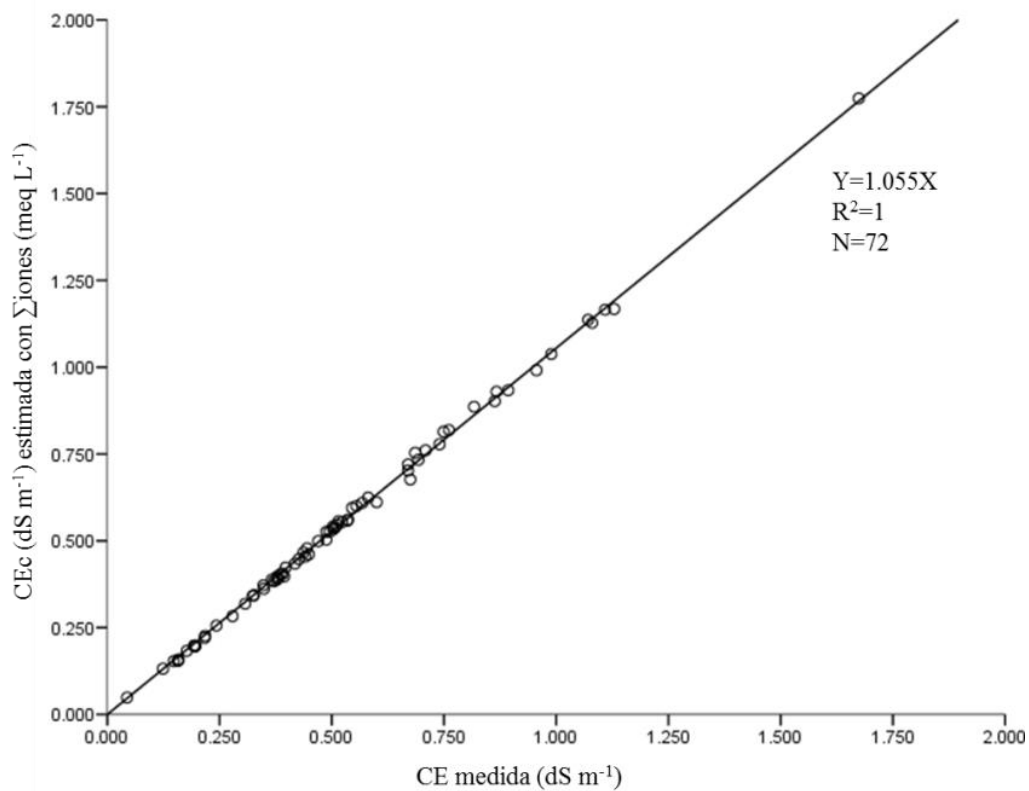


Figura 13. Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada por suma de iones en miliequivalentes por litro.

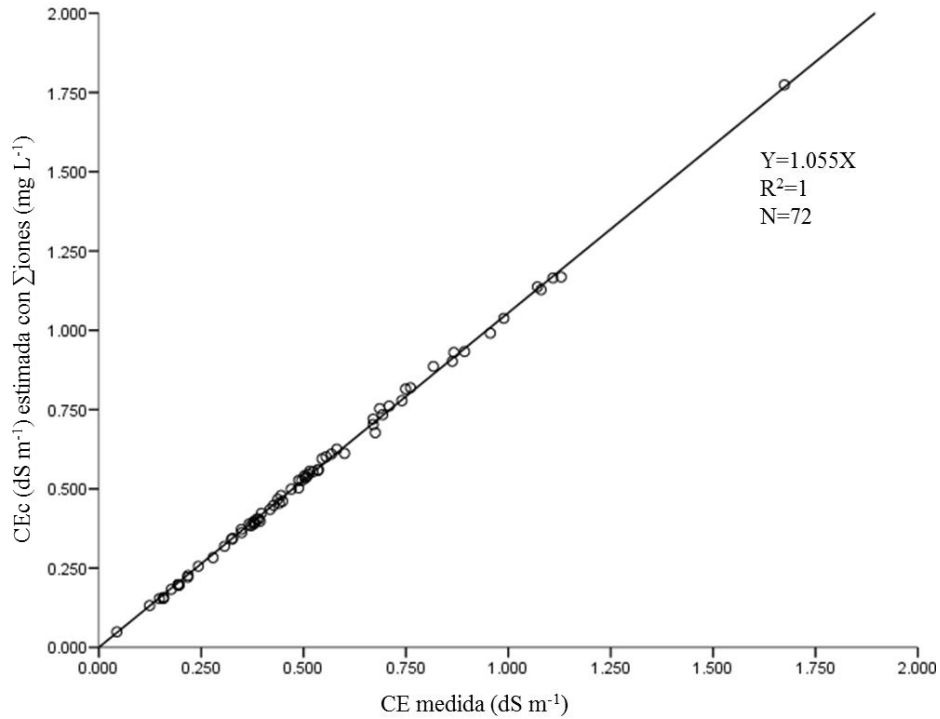


Figura 14. Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada por suma de iones en miligramos por litro.

La CE fue calculada mediante la concentración de iones expresados en meq L^{-1} y también expresando los iones en mg L^{-1} , ambos cálculos de estimación están en función de la concentración total, independientemente de las unidades en que se exprese la salinidad.

Por este motivo puede deducirse que la CE es un buen estimador de la salinidad del agua de riego, y estos valores de conductividad pueden compararse directamente con la concentración total de iones. De acuerdo con los valores obtenidos y los diagramas de dispersión generados, se pudo establecer la siguiente relación funcional (APHA, 1998):

$$CE = f(\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} + \text{Cl}^- + \text{Mg}^{2+} + \text{NO}_3^- + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{SO}_4^{2-}) \quad (31)$$

5.4. CLASIFICACIÓN DEL AGUA EN RELACIÓN CON EL RIEGO AGRÍCOLA

Richards *et al.* (1954) propusieron la clasificación del agua de acuerdo con la CE y RAS, por su parte, Ayers y Westcot (1987) indicaron la restricción de uso con respecto a los valores de RAS y CE ya que una alta concentración de sales puede causar efectos perjudiciales a los cultivos, al respecto, Sánchez-Bernal *et al.* (2008) y Can Chulim *et al.* (2014) encontraron en sus estudios que los efectos difieren según el tipo de cultivo, la concentración salina y tipo de sal.

En este estudio, para los indicadores de salinidad y sodicidad (**Cuadro 23**) se consideró la clasificación propuesta por Richards *et al.* (1954) y Ayers y Westcot (1987) que establecen restricciones de uso por los valores de CE, de acuerdo con dicha clasificación, cuando el agua tiene una CE menor de 0.700 dS m^{-1} no tiene restricción de uso, mientras que con una CE entre 0.700 y 3.00 dS m^{-1} la restricción es ligera.

Los valores de RAS encontrados (**Cuadro 24**) están entre 0.14 y 4.94, esto indica que el agua presentó sodicidad muy baja, aunque éste predominó en el agua analizada. La CE-RAS sugiere un uso con restricción ligera en riego agrícola en 72.2 % de las muestras; La clasificación CE-RAS fue: C1-S1 19.4 %, C2-S1 (salinidad media y baja en sodio) 63.9 % y C3-S1 16.7 %.

Cuadro 23. Indicadores de calidad del agua en relación con el riego agrícola.

Fuente	CE	SE	SP	RAS	RAS°	RASaj	CSR	pHc	IS	RAS-CE
	dS m ⁻¹	----- meq L ⁻¹ -----								Clasificación
1 Laguna de la Marquesa	0.124	0.470	0.420	0.145	0.102	0.084	-0.21	8.82	-1.80	C1-S1
2 Lagunas de Almoloya	0.893	4.650	3.080	2.415	2.694	4.380	1.16	7.59	-0.33	C3-S1
3 Río Lerma	0.504	2.080	1.545	1.229	1.221	1.592	-0.13	8.10	-1.22	C2-S1
4 Río Lerma	0.956	4.830	2.615	2.694	2.930	4.880	1.44	7.59	-0.61	C3-S1
5 Río Lerma	0.686	3.800	2.780	1.863	1.901	2.742	-0.69	7.93	-1.15	C2-S1
6 Presa Alzate	0.545	2.940	2.035	1.937	1.956	2.721	-0.19	8.00	-0.61	C2-S1
7 Presa Alzate	0.581	2.970	2.040	1.837	1.859	2.612	-0.16	7.98	-1.09	C2-S1
8 Río Lerma	0.555	2.860	1.945	1.922	1.988	2.758	-0.05	7.97	-1.23	C2-S1
9 Río Lerma	0.397	1.810	1.400	1.208	1.168	1.569	-0.07	8.10	-1.35	C2-S1
10 Presa Tepetitlán	0.158	0.360	0.310	0.281	0.231	0.267	-0.04	8.45	-1.24	C1-S1
11 Río Tepetitlán	0.157	0.370	0.315	0.232	0.193	0.167	-0.04	8.68	-1.17	C1-S1
12 Río Lerma	0.367	1.600	1.220	1.103	1.079	1.411	0.15	8.12	-1.18	C2-S1
13 Río Lerma	0.348	1.610	1.300	1.163	1.071	1.121	0.09	8.44	-1.62	C2-S1
14 Presa Tepuxtepec	0.515	3.020	2.040	2.327	2.362	3.160	0.62	8.04	-0.32	C2-S1
15 Río el Tigre	0.159	0.380	0.320	0.332	0.275	0.310	-0.06	8.46	-1.12	C1-S1
16 Presa de Solís	0.535	2.550	2.005	1.901	1.964	2.838	0.24	7.91	-0.10	C2-S1
17 Río Lerma	0.427	2.000	1.430	1.437	1.454	2.057	0.26	7.97	-0.48	C2-S1
18 Río Lerma	0.307	1.420	0.990	1.091	0.998	1.048	0.25	8.44	-1.29	C2-S1
19 Río Lerma	0.378	1.650	1.000	1.087	1.114	1.574	0.44	7.95	-0.85	C2-S1
20 Río Lerma	0.437	1.900	1.660	1.132	1.146	1.711	-0.07	7.89	-0.79	C2-S1
21 Río Lerma	0.488	2.280	1.940	1.476	1.542	2.236	-0.01	7.88	-0.98	C2-S1
22 Río Lerma	0.74	4.380	2.645	3.052	3.411	5.117	1.13	7.72	-0.42	C2-S1
23 Río Lerma	0.709	4.020	2.605	2.694	3.044	4.665	0.78	7.67	-0.47	C2-S1
24 Río Lerma	0.67	3.910	2.675	2.785	2.946	4.357	0.62	7.84	-0.54	C2-S1
25 Río Guanajuato	0.863	5.030	2.815	3.293	3.757	5.977	1.49	7.58	0.59	C3-S1
26 Río Lerma	0.568	3.080	2.140	2.160	2.294	3.414	0.37	7.82	-0.52	C2-S1
27 Río Lerma	0.749	4.240	3.025	2.780	3.067	4.674	0.38	7.72	-0.72	C2-S1
28 Río Lerma	0.817	4.490	3.430	2.124	2.307	3.638	-0.90	7.69	-0.51	C3-S1
29 Río Lerma	0.867	4.970	3.495	3.371	3.636	5.621	0.44	7.73	-0.74	C3-S1
30 Río Lerma	0.761	4.140	3.090	2.842	3.214	4.910	0.27	7.67	-0.64	C3-S1
31 Río Lerma	0.693	3.660	2.565	2.562	2.874	4.354	0.51	7.70	-0.59	C2-S1

Cuadro 23. Continuación...

Fuente	CE dS m ⁻¹	SE	SP	RAS	RAS°	RASaj	CSR	pHc	IS	RAS-CE Clasificación	
		----- meq L ⁻¹ -----									
32 Río Lerma	0.508	2.630	1.850	2.034	2.102	3.023	0.32	7.91	-0.18	C2-S1	
33 Río Lerma	0.523	2.740	1.910	2.113	2.183	3.150	0.33	7.91	-0.64	C2-S1	
34 Río Lerma	0.502	2.360	1.880	1.683	1.734	2.475	0.01	7.93	-0.89	C2-S1	
35 Río Lerma	0.495	2.240	1.810	1.303	1.339	1.927	-0.23	7.92	-0.80	C2-S1	
36 Río Lerma	0.445	2.010	1.630	1.427	1.461	2.095	-0.02	7.93	-0.80	C2-S1	
37 Río Duero	0.371	1.400	1.130	0.886	0.898	1.262	-0.11	7.98	-0.65	C2-S1	
38 Río Lerma	0.418	1.920	1.275	1.454	1.454	2.012	0.33	8.02	-0.77	C2-S1	
39 Cruce ríos Lerma y Duero	0.391	1.690	1.200	1.269	1.290	1.734	0.20	8.03	-0.86	C2-S1	
40 Descarga de agua residual	0.449	2.200	1.360	1.736	1.765	2.495	0.53	7.96	-0.60	C2-S1	
41 Río Lerma	0.387	1.730	1.195	1.284	1.287	1.728	0.25	8.05	-0.57	C2-S1	
42 Río Grande de Santiago	0.324	1.250	1.010	0.812	0.792	1.076	-0.03	8.08	-0.87	C2-S1	
43 Río Grande de Santiago	0.327	1.290	1.025	0.814	0.800	1.088	-0.07	8.06	-0.80	C2-S1	
44 Manantial de agua caliente	0.488	1.890	1.520	0.961	1.054	1.623	-0.28	7.71	0.35	C2-S1	
45 Lago de Chapala	1.08	7.360	3.400	4.941	4.895	4.122	3.39	8.57	-0.25	C3-S1	
46 Lago de Chapala	1.109	7.320	3.480	4.685	4.658	4.199	3.27	8.50	-0.07	C3-S1	
47 Lago de Chapala	1.129	7.410	3.585	4.786	4.773	4.364	2.92	8.49	-0.09	C3-S1	
48 Lago de Chapala	0.989	5.260	3.820	2.997	3.135	4.821	0.61	7.79	0.39	C3-S1	
49 Lago de Chapala	1.071	6.370	3.490	3.841	4.282	7.053	2.10	7.56	0.78	C3-S1	
50 Río Grande de Santiago	0.279	0.830	0.620	0.462	0.439	0.576	0.01	8.15	-0.48	C2-S1	
51 Río Grande de Santiago	0.394	1.850	0.900	1.440	1.470	1.972	0.66	8.03	-0.61	C2-S1	
52 Río Grande de Santiago	0.67	3.050	2.390	1.890	2.083	3.273	0.19	7.67	-0.32	C2-S1	
53 Río Grande de Santiago	0.675	3.180	2.480	2.102	2.263	3.428	0.16	7.77	-0.52	C2-S1	
54 Río Grande de Santiago	0.47	2.500	1.730	1.971	1.995	2.833	0.41	7.96	-0.71	C2-S1	
55 Río Juchipila	0.218	0.700	0.570	0.217	0.203	0.282	-0.27	8.10	-0.92	C1-S1	
56 Río Juchipila	0.217	0.640	0.490	0.193	0.166	0.232	-0.26	8.20	-0.96	C1-S1	
57 Río Juchipila	0.193	0.530	0.420	0.186	0.159	0.204	-0.12	8.31	-1.05	C1-S1	
58 Río Juchipila	0.177	0.560	0.410	0.182	0.145	0.189	-0.19	8.36	-1.13	C1-S1	
59 Río Juchipila	0.196	0.520	0.395	0.196	0.170	0.206	-0.11	8.35	-1.08	C1-S1	
60 Río Juchipila	0.195	0.560	0.400	0.171	0.147	0.187	-0.18	8.31	-1.05	C1-S1	
61 Ríos Juchipila y Santiago	0.195	0.510	0.375	0.170	0.147	0.189	-0.16	8.28	-0.92	C1-S1	
62 Río Grande de Santiago	0.441	1.720	1.290	1.098	1.143	1.723	0.18	7.83	-0.47	C2-S1	

Cuadro 23. Continuación...

Fuente	CE dS m ⁻¹	SE	SP	RAS	RAS°	RAS _{aj}	CSR	pHc	IS	RAS-CE Clasificación	
		----- meq L ⁻¹ -----									
63 Río Grande de Santiago	0.381	1.460	1.130	1.016	1.027	1.474	0.08	7.95	-0.52	C2-S1	
64 Presa la Yesca	0.6	2.960	1.745	2.073	2.297	3.520	0.81	7.70	-0.08	C2-S1	
65 Nacimiento de agua	0.044	0.230	0.180	0.379	0.148	0.989	0.01	10.01	-2.44	C1-S1	
66 Río Grande de Santiago	0.512	2.350	1.910	1.691	1.776	2.610	0.25	7.86	0.51	C2-S1	
67 Río Grande de Santiago	0.536	2.480	2.040	1.754	1.854	2.720	0.09	7.85	0.15	C2-S1	
68 Río Grande de Santiago	0.378	1.710	1.455	1.340	1.276	1.740	-0.04	8.10	0.08	C2-S1	
69 Lago cráter	1.674	8.850	6.810	4.327	4.427	8.150	1.54	7.52	1.11	C3-S1	
70 Río Grande de Santiago	0.349	1.540	1.325	1.289	1.197	1.591	-0.04	8.17	-0.44	C2-S1	
71 Presa Aguamilpa	0.243	1.110	0.940	1.104	0.933	0.949	0.01	8.54	-0.86	C1-S1	
72 Río el Chilte	0.148	0.610	0.490	0.211	0.157	0.142	-0.31	8.73	-1.30	C1-S1	

Cuadro 24. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad.

Variables	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
CE (dS m ⁻¹)	0.044	1.674	0.515	0.291
SE (meq L ⁻¹)	0.230	8.850	2.597	1.879
SP (meq L ⁻¹)	0.180	6.810	1.776	1.142
RAS (meq L ⁻¹)	0.145	4.941	1.680	1.156
RAS° (meq L ⁻¹)	0.102	4.895	1.740	1.239
RAS _{aj} (meq L ⁻¹)	0.084	8.150	2.463	1.780
CSR (meq L ⁻¹)	-0.900	3.390	0.336	0.780
pHc	7.52	10.01	8.050	0.380
IS	-2.44	1.111	-0.644	0.581

N=72

En el **Cuadro 25** se muestra la clasificación del agua de acuerdo con los valores de CE, donde se observa que 62.5 % de muestras de agua fue de salinidad media según los criterios que recomendaron Richards *et al.* (1954). Mientras que, de acuerdo con el grado de restricción de uso propuesto por Ayers y Westcot (1987) en el **Cuadro 26** se observa que no hubo restricción de uso en 79.2 % de las muestras de agua y la restricción de uso fue ligera en 20.8 %.

Cuadro 25. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por conductividad eléctrica.

Valores de CE (dS m ⁻¹)	Clasificación del agua	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
<0.250	Baja en sales	14	19.4	19.4	19.4
0.250-0.750	Salinidad media	45	62.5	62.5	81.9
0.750-2.250	Salinidad alta	13	18.1	18.1	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

Cuadro 26. Distribución de frecuencias de los valores de restricción de uso del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica.

Valores de CE (dS m ⁻¹)	Grado de restricción de uso	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
<0.700	Ninguna	57	79.2	79.2	79.2
0.700-3.00	Ligera	15	20.8	20.8	100
	Total	72	100	100	

En relación con los valores de SE (**Cuadro 27**), 94.4 % de las muestras de agua analizadas tuvo valores inferiores a 7 meq L⁻¹, por lo cual, se consideró que las aguas son buenas para el riego agrícola en suelos con buen drenaje. Por otra parte, el indicador de SP (**Cuadro 28**) mostró que 84.7 % de las aguas analizadas son buenas para riego agrícola y, 15.3 % condicionadas el cual corresponde a 11 estaciones de muestreo ubicadas en Pastor Ortiz, la Calle y el Mármol, en los límites Estatales de Guanajuato y Michoacán. Cinco fueron del lago de Chapala.

Cuadro 27. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por salinidad efectiva.

Valores de SE (meq L ⁻¹)	Clasificación [‡]	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
< 7.0	Agua buena para riego agrícola.	68	94.4	94.4	94.4
7.0-15.0	Agua condicionada para riego agrícola.	4	5.6	5.6	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

[‡]Aplica para suelos con buen drenaje.

Cuadro 28. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por salinidad potencial.

Valores de SP (meq L ⁻¹)	Clasificación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
< 3.0	Agua buena para riego agrícola.	61	84.7	84.7	84.7
3.0-15.0	Agua condicionada para riego agrícola.	11	15.3	15.3	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

Los diagramas de clasificación de agua, elaborados de acuerdo con la recomendación de Richards *et al.* (1954), se muestran en las **Figuras 16, 17 y 18**, donde la relación de adsorción de sodio se expresó en tres formulaciones: RAS, RAS^o y RAS_{aj}. Estas formulaciones fueron descritas en la metodología. En el **Cuadro 29** se muestra una relación muy alta ($r > 0.9$; $\alpha=0.01$) entre estas variables, por lo tanto, a partir de las ecuaciones de regresión (**Fig. 15**) puede observarse que la relación entre RAS y RAS^o es casi igual a uno, mientras que la ecuación de regresión de la relación entre RAS y RAS_{aj} es 1.61; RAS^o=1.04(RAS) y RAS_{aj} =1.61(RAS).

De estas ecuaciones podemos deducir que el RAS y RAS^o no presentaron diferencias debido a la concentración de iones, mientras que el RAS_{aj} fue superior a estos valores, por lo que esta última formulación predice un mayor efecto adverso en el suelo una vez aplicadas las aguas de riego.

Esta determinación de RAS_{aj} es más recomendada para agua de alta alcalinidad; puesto que la formulación de RAS_{aj} considera el valor de pH estimado y, un valor constante de 8.4 que es el límite a partir del cual se inicia la precipitación de los iones de Carbonato, este puede considerarse también como el pH de un suelo no sódico en equilibrio con CaCO₃.

Cuadro 29. Matriz de correlación de Pearson de las variables de relación de adsorción de sodio en sus tres formulaciones.

		RAS (meq L ⁻¹)	RAS ^o (meq L ⁻¹)	RAS _{aj} (meq L ⁻¹)
RAS (meq L ⁻¹)	Correlación de Pearson	1		
RAS ^o (meq L ⁻¹)	Correlación de Pearson	.996(**)	1	
RAS _{aj} (meq L ⁻¹)	Correlación de Pearson	.913(**)	.938(**)	1

N=72; $\alpha=0.01$.

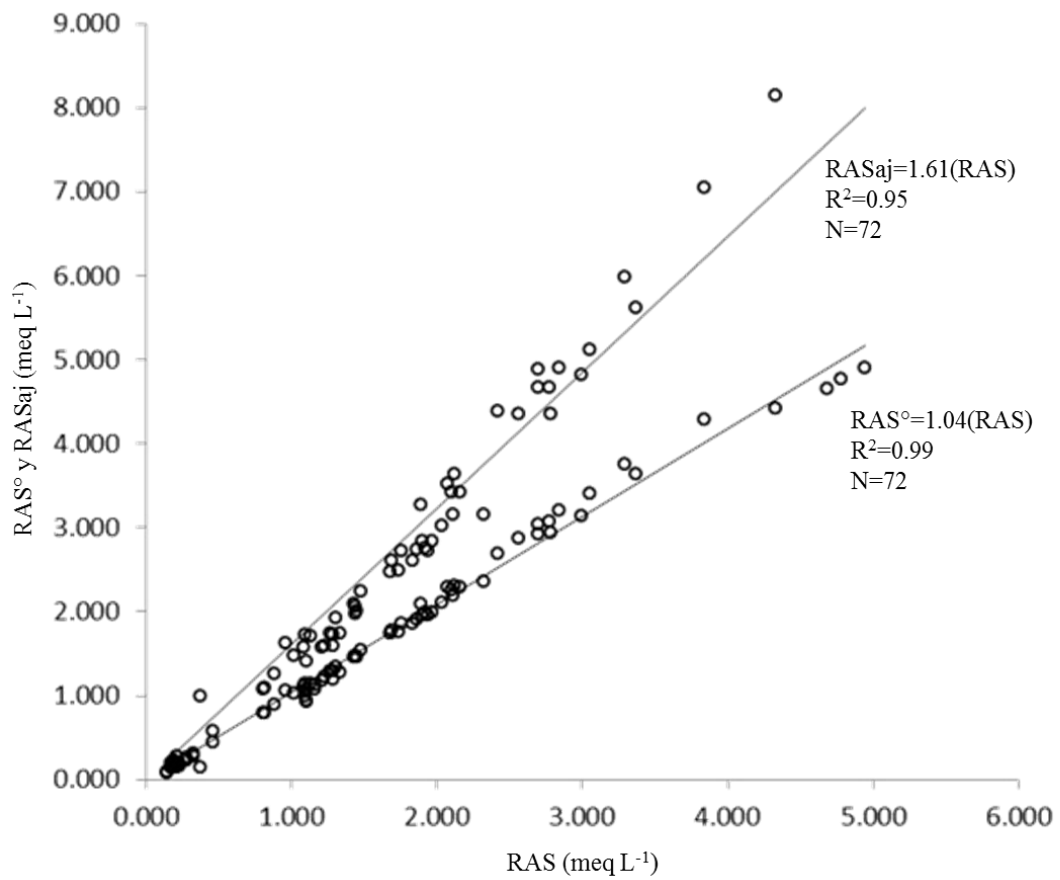


Figura 15. Diagrama de dispersión de las variables de relación de adsorción de sodio.

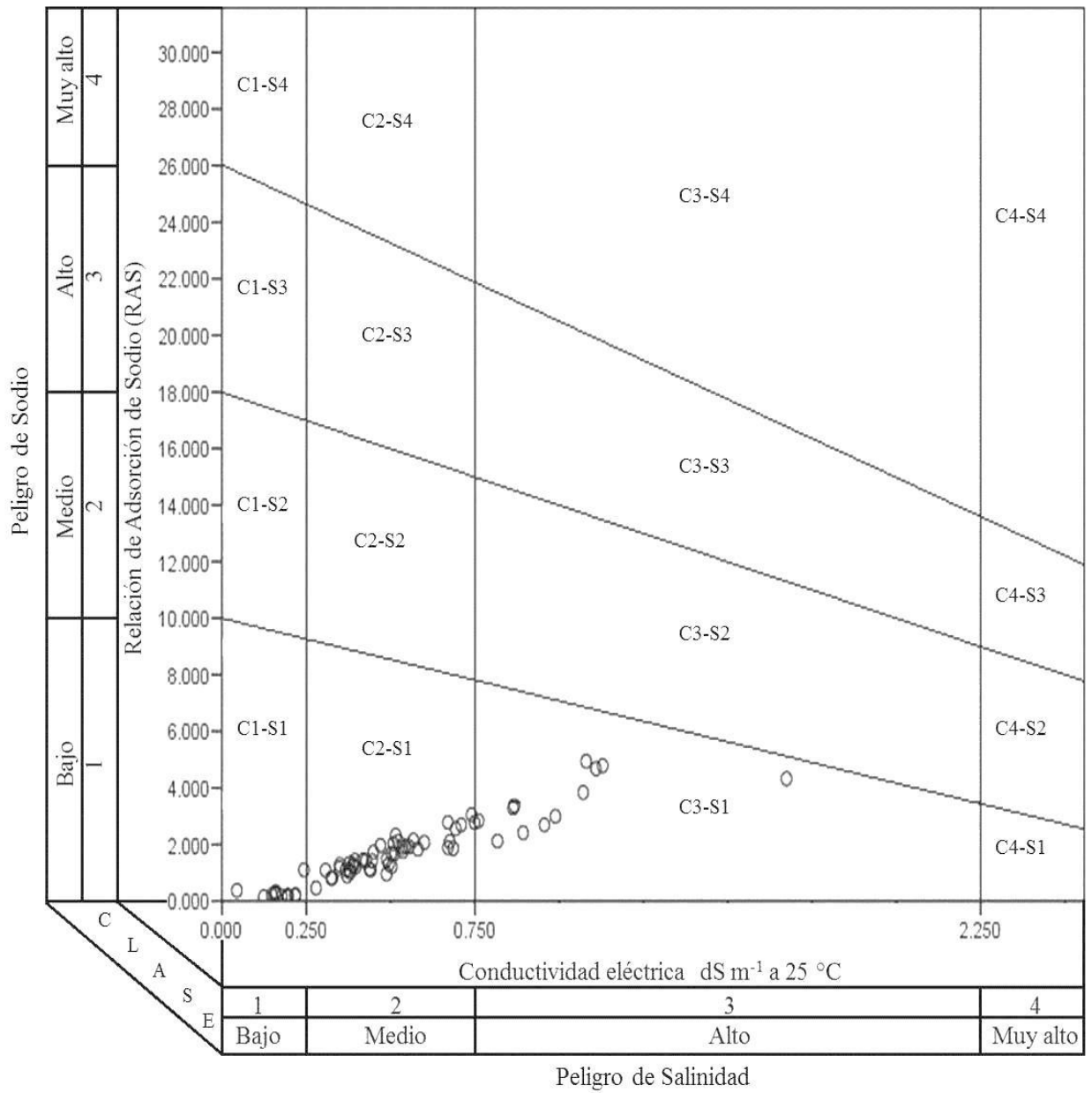


Figura 16. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio.

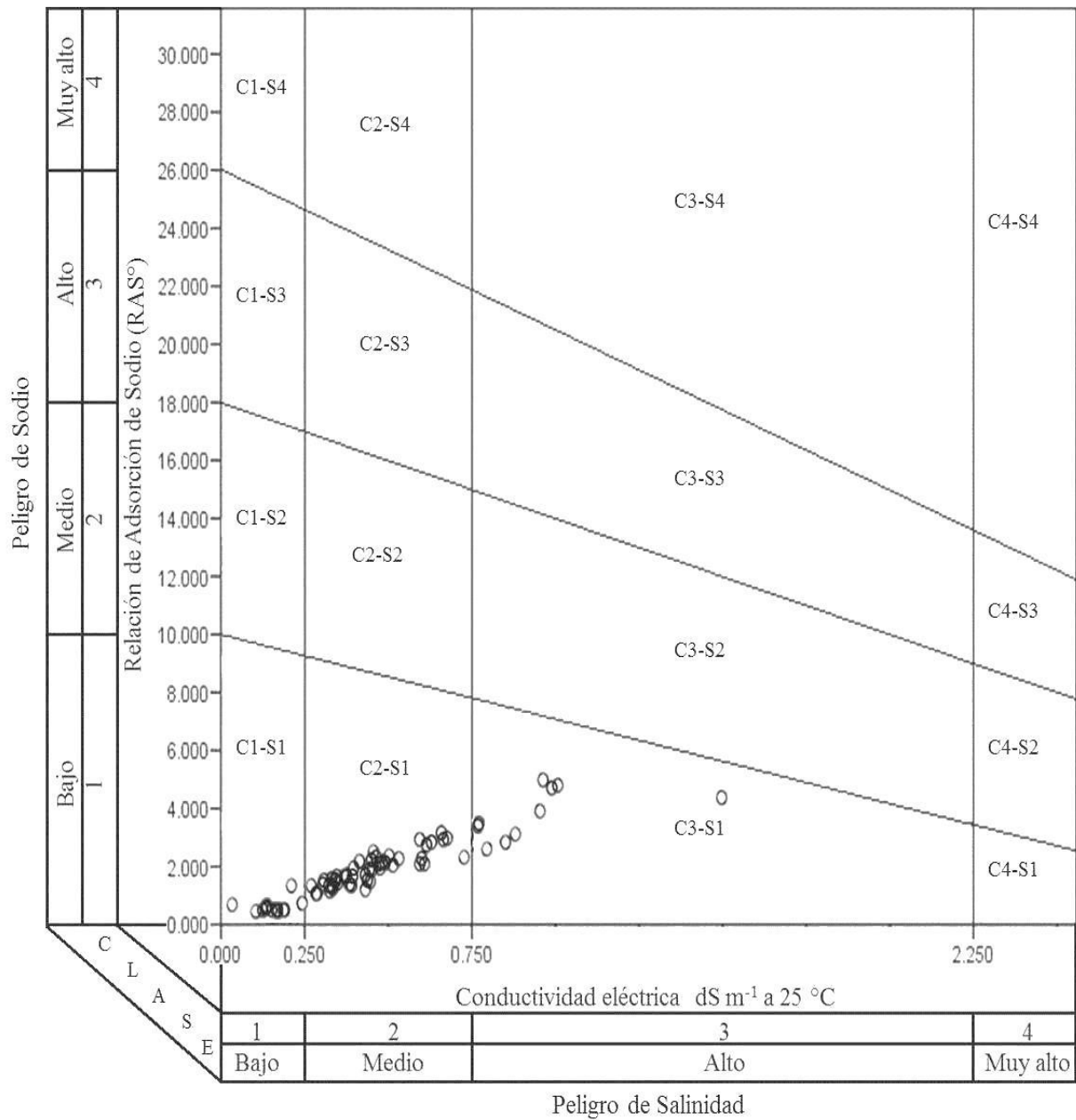


Figura 17. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio corregida.

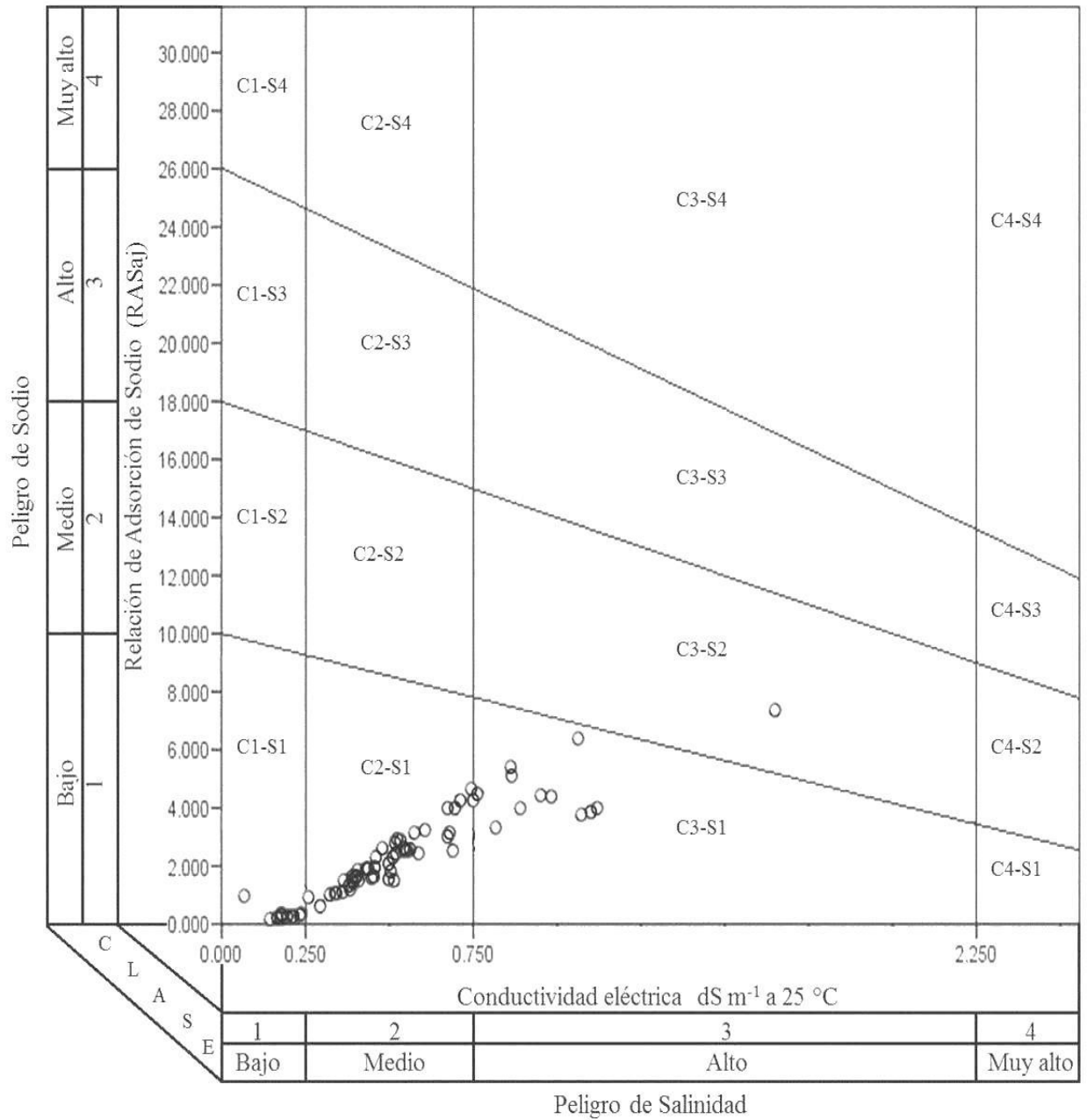


Figura 18. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustada.

Al recurrir a los métodos de riego por inundación y aspersión, la calidad agronómica del agua se convierte en un factor importante, como mencionaron Can-Chulim *et al.* (2011^a), por los efectos que puede tener en el suelo y los cultivos, en este sentido, determinaron el CSR, IS y RAS^o, como indicadores de calidad del agua. Estos índices los consideraron como mejores parámetros para la evaluación de aguas bicarbonatadas, los objetivos de dicho estudio, al igual que en esta investigación fueron: determinar la composición química de las aguas y evaluar la calidad de estas aguas para uso agrícola.

Las características que determinan la calidad del agua para riego, según Richards *et al.* (1954), son: la concentración de sales solubles expresadas como CE, y la concentración relativa de Na⁺ en términos de RAS. Velázquez-Machuca *et al.* (2002) mencionaron que en agua bicarbonatada, el Ca²⁺ modifica los valores de RAS debido a los procesos de hidrolisis y precipitación de Ca²⁺, bajo este contexto, concluyeron que el RAS^o ofrece una mejor evaluación de los valores de relación de adsorción de sodio.

Ayers y Westcot (1987), por su parte, propusieron evaluar el problema que puede causar el agua de una determinada calidad. Indicaron, además, que mediante los valores conjuntos de CE y RAS, puede predecirse el efecto que puede tener en la infiltración del agua en el suelo, estos mismos autores, basándose en estudios previos, propusieron el cálculo del índice de saturación (IS) para predecir la precipitación del Ca²⁺ como carbonato de calcio en los sistemas de riego, y en el suelo.

Cuando los valores de RAS (**Cuadro 30**) no toman en cuenta las condiciones de alcalinidad y precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} , el agua presenta ligeros problemas de infiltración, Velázquez-Machuca *et al.* (2002) encontraron que los valores de RAS y RAS° no presentaron problemas de reducción de la infiltración, y los valores de RAS_{aj} , en cambio, tuvieron efectos moderados o ligeros en la infiltración. Por lo tanto, debe tomarse en cuenta la posible precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua, para evaluar el posible efecto relacionado con su capacidad de infiltración en los suelos.

Las diferentes formulaciones de RAS son aplicables bajo distintos enfoques, en este estudio, se encontró que el agua fue de baja concentración iónica, de tipo bicarbonatada-sódica y pH, en la mayoría de los casos, menor de 8.2, por esta razón, se consideró que los mejores indicadores fueron RAS y RAS° .

Dado que en la formulación de RAS° se considera la precipitación de Ca^{2+} , como CaCO_3 , bajo determinadas condiciones de alcalinidad, en esta investigación se determinó el IS. Este indicador muestra la precipitación o la solubilización del CaCO_3 . En este estudio el IS mostró que no existe precipitación de CaCO_3 en el agua por la inexistencia de CO_3^{2-} . Aún en estas condiciones, los valores de RAS° estuvieron estrechamente relacionados con los valores de RAS, dado que no se presentaron variaciones en ambos indicadores por el ajuste del Ca° que está en función de la relación $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$.

El RAS_{aj} presentó una mayor variación con respecto al valor de RAS, esto es debido a que el RAS_{aj} considera cierto nivel de alcalinidad ($\text{pH} > 8.4$), por lo cual, Velázquez-Machuca *et al.* (2002) recomendaron la evaluación del agua alcalina carbonatada bajo este enfoque de RAS_{aj} .

Asimismo indicaron la importancia de tener en cuenta las diferentes conceptualizaciones de relación de adsorción de sodio, con el fin de tener una amplitud de valores con diferentes condiciones de suelo y agua.

En determinadas condiciones de pH, generalmente mayor de 8.2, los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} precipitan como Ca-MgCO_3 , a medida que se precipitan estos iones en las soluciones, la proporción de sodio incrementa, en estas condiciones la sodificación se desarrolla con mayor intensidad y provoca dispersión de los coloides del suelo, pérdida de la permeabilidad e incremento del pH (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

En el **Cuadro 30** se muestra la clasificación del agua con base en los indicadores de RAS, en todos los casos, el valor de RAS fue menor de 10 meq L^{-1} por lo que el agua se consideró como baja en sodio según la propuesta de Richards *et al.* (1954).

Cuadro 30. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación de la relación de adsorción de sodio.

Valores de RAS (meq L^{-1})	Clasificación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
< 10.0	Agua baja en sodio	72	100	100	100

En el **Cuadro 31** se muestra la distribución de frecuencias de la clasificación conjunta RAS-CE, en el que se observa que todas las aguas se clasificaron como bajas en sodio, no obstante la salinidad, expresada como CE, se presentó como baja (C1-S1) en 19.4 %, la salinidad media y baja en sodio (C1-S2) en 63.9 % y, salinidad alta y baja en sodio (C1-S3) en 16.7 %.

Cuadro 31. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación de la relación de adsorción de sodio y conductividad eléctrica.

Clasificación	Descripción	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
C1-S1	Agua baja en sodio y baja salinidad	14	19.4	19.4	19.4
C2-S1	Agua baja en sodio y salinidad media	46	63.9	63.9	83.3
C3-S1	Agua baja en sodio y salinidad alta	12	16.7	16.7	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

La distribución de frecuencias de la clasificación por CSR se muestran en el **Cuadro 32**, dichos valores fueron menores de 1.25 meq L^{-1} en 90.3 % de las muestras de agua analizadas, lo cual, indica que no hay riesgo de precipitación de CaCO_3 por la aplicación de esta agua en sistemas de riego.

Cuadro 32. Distribución de frecuencias de los valores de clasificación por carbonato de sodio residual.

Valores de CSR (meq L ⁻¹)	Clasificación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
< 1.25	Buena	65	90.3	90.3	90.3
1.25 - 2.50	Condicionada	4	5.6	5.6	95.8
> 2.50	No recomendada	3	4.2	4.2	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

En el **Cuadro 33** se observa la distribución de frecuencias de la clasificación en relación con la CE y RAS que influyen en la infiltración del suelo, en su mayoría se presentaron valores que representan una ligera o moderada infiltración al ser aplicadas estas aguas al suelo.

Cuadro 33. Distribución de frecuencias de los valores de reducción relativa de Infiltración.

Reducción relativa de la infiltración por CE-RAS [‡] .	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
Sin restricción de uso	9	12.5	12.5	12.5
Restricción de uso ligera	52	72.2	72.2	84.7
Restricción de uso severa	11	15.3	15.3	100.0
Total	72	100.0	100.0	

[‡]Los valores se tomaron del **Cuadro 16**.

En las **Figuras 19, 20 y 21** se ilustra la reducción relativa de la infiltración mediante los valores relación de adsorción de sodio en sus tres conceptualizaciones (RAS, RAS^o y RAS_{aj}) y la CE.

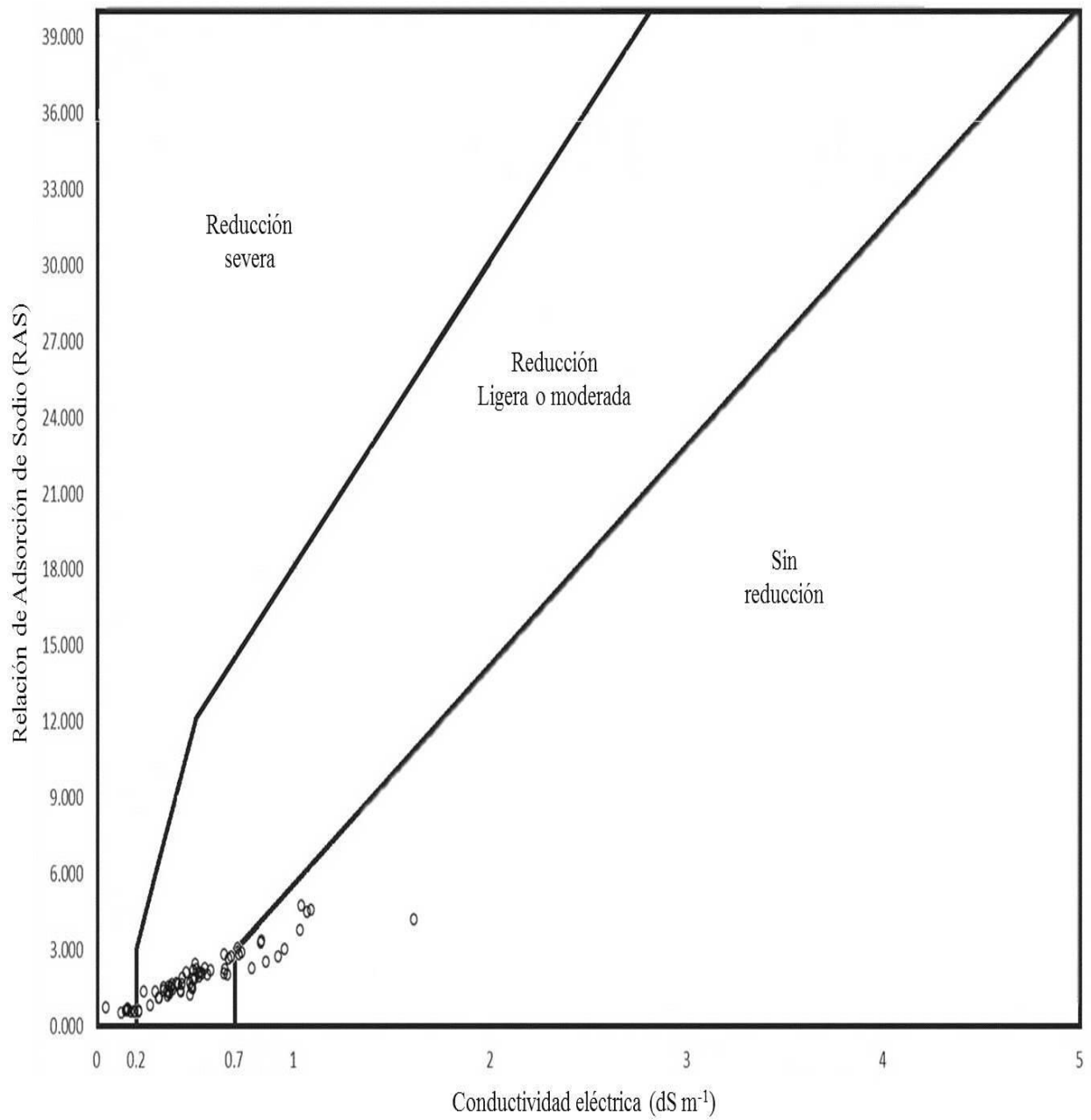


Figura 19. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio.

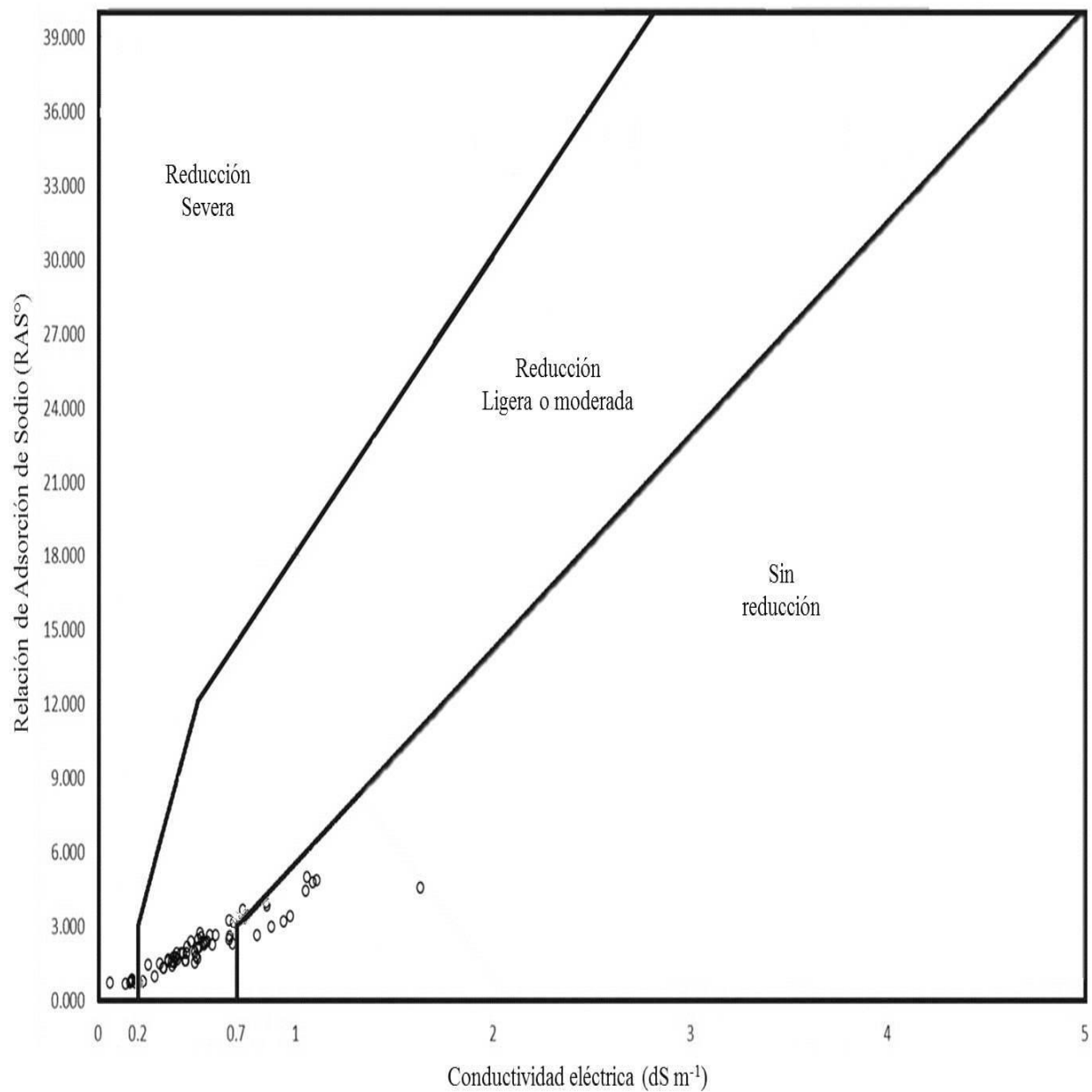


Figura 20. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio corregida.

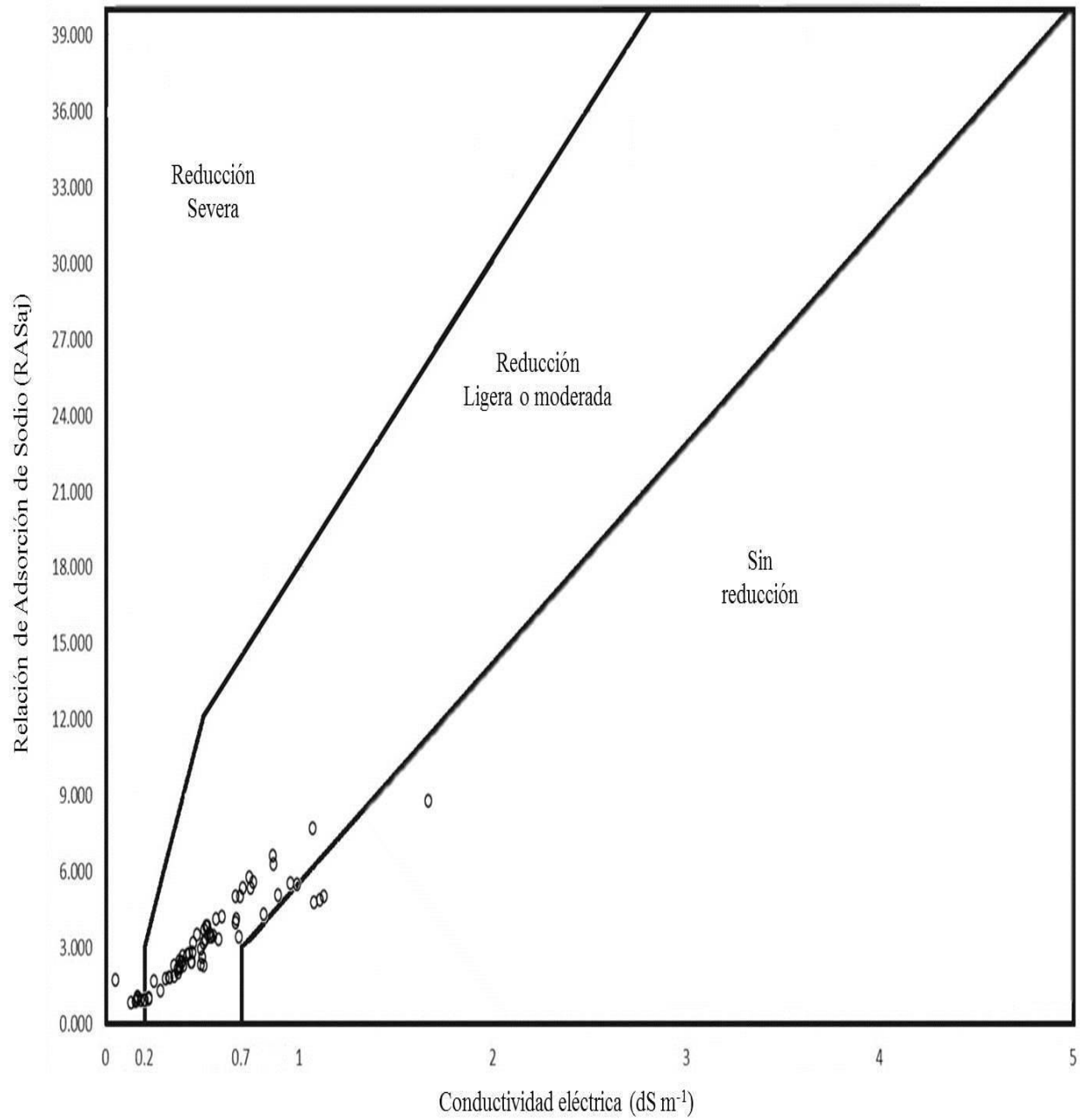


Figura 21. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio ajustada.

Langelier en 1936, propuso el IS como indicador de formación de CaCO_3 en las calderas y las tuberías. Según sean los valores de pH y la composición del agua, en los sistemas de riego, el agua puede ocasionar incrustaciones y taponamiento, como consecuencia de la formación y precipitación de CaCO_3 , quedan en solución las sales más solubles, estas pueden ocasionar problemas de toxicidad en algunos cultivos agrícolas y de acumulación de sodio en los suelos.

Los resultados de esta investigación, indicaron que no se tienen problemas de formación y precipitación de CaCO_3 , una de las razones, es que el valor de pH, en la mayoría de los casos, fue menor de 8.2, y bajo estas condiciones no se encontró CO_3^{2-} . Ocho estaciones de muestreo presentaron este problema de formación y precipitación de CO_3^{2-} (**Cuadro 34**), estas fueron del río Guanajuato, en Pueblo Nuevo (25), el lago de Chapala (44, 48 y 49); 66, 67, 68 y 69 en el río Grande de Santiago, Nayarit, con valores positivos, no obstante, estas aguas no tienen uso agrícola, su uso es para generación de energía eléctrica y pesca.

Cuadro 34. Distribución de frecuencias de los valores del índice de saturación.

Índice de Saturación	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
Valores (+) indican que el CaCO_3 precipita en el agua	8	11.1	11.1	11.1
Valores (-) indican que el CaCO_3 se disuelve en el agua	64	88.9	88.9	100.0
Total	72	100.0	100.0	

5.5. TOXICIDAD POR IONES ESPECÍFICOS

Los problemas de toxicidad en los cultivos se presentan cuando hay exceso de nutrientes o de algún otro elemento, aunque algunos de los elementos como el boro, nitrógeno y fósforo son esenciales en la nutrición, existe un límite umbral, fuera de este, se manifiestan síntomas de toxicidad o deficiencia. Estos se manifiestan de diferentes formas, es común en el bajo rendimiento de los cultivos, otros síntomas son la quemadura de las hojas, bajo crecimiento, o crecimiento excesivo. Al respecto Sánchez-Bernal *et al.* (2013) indicaron que dicha toxicidad dependerá de la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de concentración iónica.

El boro, es necesario en concentraciones relativamente bajas, las aguas superficiales rara vez contienen niveles tóxicos de boro, pero los nacimientos de agua y las aguas termales o cercanas a las áreas geotérmicas (**Fig. 22**) pueden tener concentraciones elevadas.

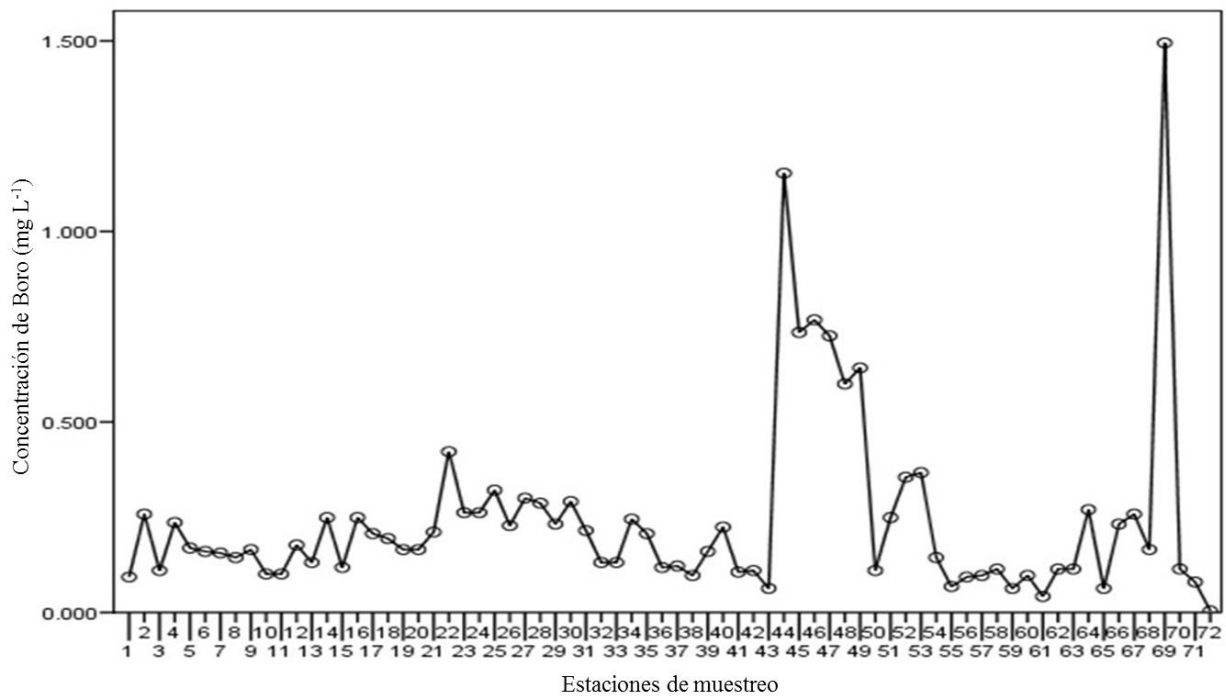


Figura 22. Distribución de la concentración de boro en las muestras de agua analizadas.

Las concentraciones de boro menores de 1 mg L^{-1} son esenciales para el desarrollo de los cultivos, pero altas concentraciones de este elemento pueden ocasionar problemas en cultivos sensibles. La mayoría de los cultivos pueden tener problemas de toxicidad cuando la concentración de boro excede 2 mg L^{-1} . De acuerdo con esto, en la **Figura 22** se observa que la concentración de B en las aguas fue menor de 1 mg L^{-1} , en promedio, la concentración fue de 0.24 mg L^{-1} , solo dos estaciones de muestreo tuvieron concentraciones de 1.15 y 1.49 mg L^{-1} , estas corresponden, una, al manantial de agua caliente (44), que es un hidrotermal ($67 \text{ }^\circ\text{C}$), ubicado en el lago de Chapala, en la comunidad Agua Caliente, esto se debe a que se encuentra en una zona geotérmica; la otra, (69) es agua de un lago cráter en Santa María del Oro, Nay.

De acuerdo con la concentración de boro 93.1 % de las muestras de agua presentó valores menores de 0.7 mg L^{-1} (**Cuadro 35**) por lo que estas fueron clasificadas como aguas sin restricción de uso para la mayoría de los cultivos.

Cuadro 35. Grado de restricción de uso del agua por la concentración de boro.

Concentración de boro (mg L^{-1})	Restricción de uso	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
< 0.7	Ninguna	67	93.1	93.1	93.1
0.7 - 3.0	Ligera	5	6.9	6.9	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

La toxicidad puede afectar a todos los cultivos, sin embargo, los niveles de tolerancia son distintos para cada cultivo, por lo cual, Ayers y Westcot (1987) indicaron que la selección del cultivo dependerá de su tolerancia, del tipo de suelo y clima de la zona agrícola.

Cuadro 36. Concentración de boro, fosfato, silicio y nitrato en las aguas analizadas.

Estación de muestreo	Ubicación	Boro	Fosfatos	Silicio	Nitratos
		(B)	(P-PO ₄ ³⁻)	(Si-SiO ₂)	(N-NO ₃)
		----- mg L ⁻¹ -----			
1	Laguna de la Marquesa	0.09	0.14	2.04	2.22
2	Lagunas de Almoloya	0.26	0.32	2.64	2.85
3	Río Lerma	0.11	0.25	3.80	12.23
4	Río Lerma	0.24	0.33	4.91	19.38
5	Río Lerma	0.17	0.30	4.36	12.47
6	Presa Alzate	0.16	0.25	2.75	7.11
7	Presa Alzate	0.16	0.26	3.25	5.22
8	Río Lerma	0.14	0.20	1.73	5.17
9	Río Lerma	0.16	0.16	1.94	3.34
10	Presa Tepetitlán	0.10	0.12	0.83	0.10
11	Río Tepetitlán	0.10	0.11	0.61	0.05
12	Río Lerma	0.18	0.17	2.42	5.08
13	Río Lerma	0.13	0.18	2.80	5.08
14	Presa Tepuxtepec	0.25	0.22	3.42	6.62
15	Río el Tigre	0.12	0.12	2.30	2.37
16	Presa de Solís	0.25	0.17	1.44	1.74
17	Río Lerma	0.21	0.11	3.99	0.97
18	Río Lerma	0.19	0.14	3.15	0.53
19	Río Lerma	0.16	0.13	3.36	0.24

Cuadro 36. Continuación...

Estación de muestreo	Ubicación	Boro	Fosfatos	Silicio	Nitratos
		(B)	(P-PO ₄ ³⁻)	(Si-SiO ₂)	(N-NO ₃ ⁻)
		----- mg L ⁻¹ -----			
20	Río Lerma	0.16	0.12	2.67	2.80
21	Río Lerma	0.21	0.17	4.53	5.12
22	Río Lerma	0.42	0.12	3.78	1.45
23	Río Lerma	0.26	0.28	3.96	7.35
24	Río Lerma	0.26	0.29	4.07	4.64
25	Río Guanajuato	0.32	0.37	5.15	7.98
26	Río Lerma	0.23	0.30	3.54	3.67
27	Río Lerma	0.30	0.32	4.24	8.12
28	Río Lerma	0.29	0.35	4.03	10.54
29	Río Lerma	0.23	0.29	3.92	7.73
30	Río Lerma	0.29	0.27	3.94	6.43
31	Río Lerma	0.22	0.22	3.92	4.64
32	Río Lerma	0.13	0.21	3.80	3.96
33	Río Lerma	0.13	0.22	3.78	4.93
34	Río Lerma	0.24	0.22	3.60	6.91
35	Río Lerma	0.21	0.23	3.66	4.45
36	Río Lerma	0.12	0.21	3.79	6.43
37	Río Duero	0.12	0.16	4.03	2.37
38	Río Lerma	0.10	0.21	3.41	5.41

Cuadro 36. Continuación...

Estación de muestreo	Ubicación	Boro	Fosfatos	Silicio	Nitratos
		(B)	(P-PO ₄ ³⁻)	(Si-SiO ₂)	(N-NO ₃)
		----- mg L ⁻¹ -----			
39	Cruce ríos Lerma y Duero	0.16	0.19	3.65	3.48
40	Descarga de agua residual	0.22	0.18	3.39	2.27
41	Río Lerma	0.11	0.19	3.60	4.01
42	Río Grande de Santiago	0.11	0.21	3.43	2.47
43	Río Grande de Santiago	0.06	0.20	3.32	2.08
44	Manantial de agua caliente	1.15	0.13	14.49	1.06
45	Lago de Chapala	0.73	0.17	4.11	0.73
46	Lago de Chapala	0.77	0.17	3.61	0.82
47	Lago de Chapala	0.73	0.16	3.15	0.15
48	Lago de Chapala	0.60	0.17	2.77	0.05
49	Lago de Chapala	0.64	0.17	3.52	0.34
50	Río Grande de Santiago	0.11	0.19	3.11	0.24
51	Río Grande de Santiago	0.25	0.22	3.87	0.39
52	Río Grande de Santiago	0.35	0.27	4.43	3.14
53	Río Grande de Santiago	0.37	0.28	4.56	2.51
54	Río Grande de Santiago	0.14	0.25	3.26	2.61
55	Río Juchipila	0.07	0.14	3.62	1.31
56	Río Juchipila	0.09	0.14	3.43	1.26
57	Río Juchipila	0.10	0.13	3.58	1.11

Cuadro 36. Continuación...

Estación de muestreo	Ubicación	Boro	Fosfatos	Silicio	Nitratos
		(B)	(P-PO ₄ ³⁻)	(Si-SiO ₂)	(N-NO ₃)
		----- mg L ⁻¹ -----			
58	Río Juchipila	0.11	0.14	3.80	0.68
59	Río Juchipila	0.06	0.14	3.93	0.92
60	Río Juchipila	0.10	0.13	3.17	0.68
61	Río Juchipila	0.04	0.69	2.89	0.24
62	Río Grande de Santiago	0.11	0.21	0.17	1.06
63	Río Grande de Santiago	0.11	0.19	2.67	1.02
64	Presa la yesca	0.27	0.19	1.38	0.48
65	Nacimiento de agua	0.06	0.12	3.71	0.05
66	Río Grande de Santiago	0.23	0.17	2.84	0.29
67	Río Grande de Santiago	0.26	0.14	3.06	0.05
68	Río Grande de Santiago	0.16	0.14	1.06	0.10
69	Lago cráter	1.49	0.10	1.56	0.29
70	Río Grande de Santiago	0.11	0.13	2.05	0.24
71	Presa Solidaridad	0.08	0.11	1.46	0.05
	Aguamilpa				
72	Río el Chilte	0.00	0.11	2.67	0.05

Cuadro 37. Estadísticos descriptivos de las variables boro, fosfato, silicio y nitrato.

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
B (mg L ⁻¹)	0.004	1.495	0.24201	0.243641
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	0.105	.687	0.20088	0.087938
Si-SiO ₂ (mg L ⁻¹)	0.166	14.492	3.34529	1.674589
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	0.048	19.384	3.24872	3.571606

N=72

La toxicidad más frecuente es la provocada por el ion **cloruro** contenido en las aguas de riego, el cloro no es retenido por las partículas del suelo por lo cual se desplaza fácilmente con el agua del suelo, luego, es absorbido por las raíces de los cultivos y, por efecto de la transpiración se acumula en las hojas provocando quemaduras, en el **Cuadro 38** se observa que los valores encontrados fueron menores de 4 meq L⁻¹ e indican que en 98.6 % de muestras de agua no hay restricción de uso por la aplicación de esta agua.

Cuadro 38. Niveles de toxicidad por cloro en las aguas.

Nivel de toxicidad de cloro	Restricción de uso	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
Cl ⁻ < 4 meq L ⁻¹	Ninguna	71	98.6	98.6	98.6
Cl ⁻ 4 - 10 meq L ⁻¹	Ligera	1	1.4	1.4	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

El contenido de fósforo en forma de **fosfato** generalmente es inferior a 2.0 mg L^{-1} en las aguas naturales (**Fig. 23**), el fosfato se origina a partir del intemperismo de rocas ígneas y de la lixiviación de suelos que contienen desechos orgánicos. En este estudio, la concentración de fosfatos (**Cuadro 39**) puede ser atribuida a los drenajes agrícolas, domésticos e industriales como mencionaron Velázquez-Machuca *et al.* (2010).

Cuadro 39. Concentración de fosfato en las aguas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

Concentración de P-PO_4^{2-} (mg L^{-1})	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
Valores normales en aguas de riego (0 - 2 mg/l)	72	100.0	100.0	100.0

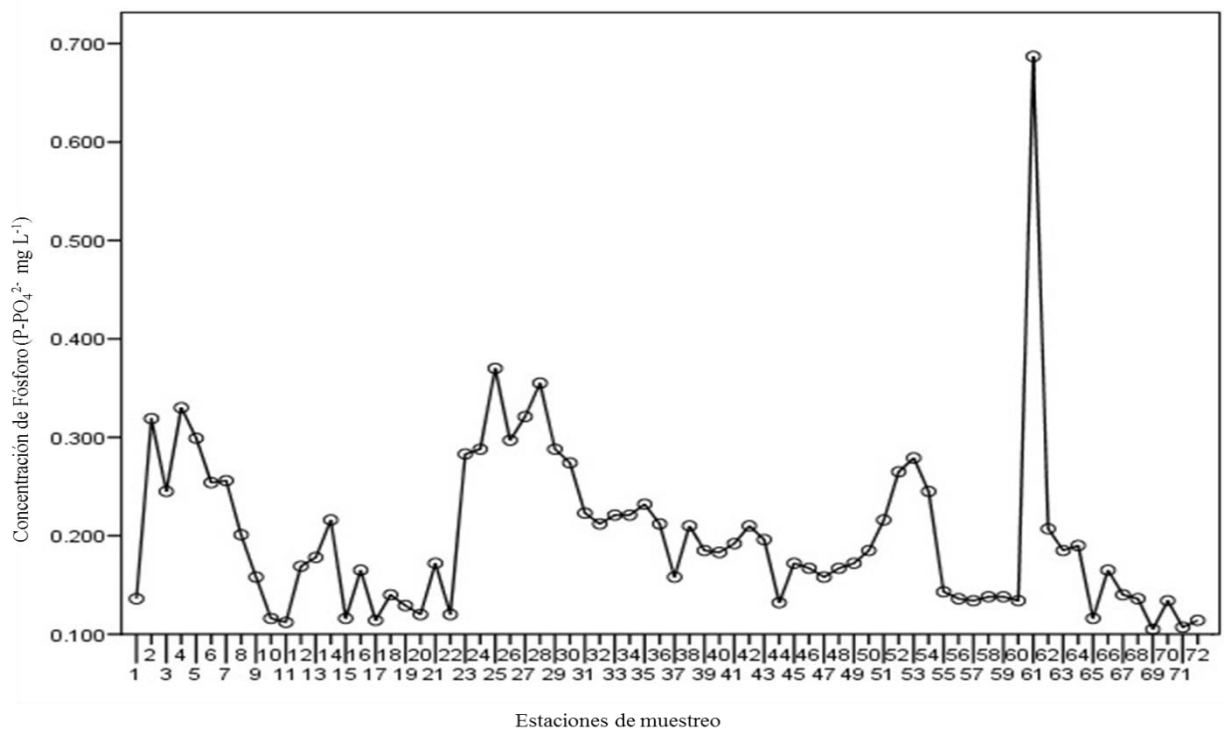


Figura 23. Distribución de la concentración de fosfato en las muestras de agua analizadas.

La toxicidad por Na^+ como RAS se observa en el **Cuadro 40** donde los valores menores de 3 meq L^{-1} no presentan restricciones de uso en 88.9 % de las muestras de agua. Mientras que en 11.1 % la restricción fue ligera.

Cuadro 40. Restricción de uso del agua por el contenido de sodio expresado como relación de adsorción de sodio.

Toxicidad por Sodio como RAS	Restricción de uso	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
RAS < 3	Ninguna	64	88.9	88.9	88.9
RAS 3-9	Ligera	8	11.1	11.1	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

La concentración de **nitrito** (**Fig. 24**) en este estudio, al igual que el fosfato, se atribuyó a las descargas de agua de drenaje agrícola, principalmente, por el uso de fertilizantes nitrogenados, no obstante los valores encontrados indicaron una ligera restricción de uso en 19 estaciones de muestreo. Estas corresponden, en todos los casos, al cauce del río Lerma.

La concentración de nitrato encontrada en estas 19 estaciones, varía de acuerdo con la ubicación, los primeros seis sitios se ubican de Ciudad Lerma hasta Ixtlahuaca, donde se asienta una importante zona industrial, por lo tanto, se puede atribuir dicha concentración a las descargas de agua residual industrial.

La concentración disminuyó por efecto de dilución y, se concentró nuevamente cerca de la ex - hacienda de Solís, Temascalcingo y la presa Tepuxtepec, aquí el agua es usada en la agricultura. Debido a la descarga industrial, doméstica y agrícola, se incrementó la concentración de nitrato en el cauce del río Lerma cerca de la Ciudad de Salamanca, Guanajuato; Pastor Ortiz, la Calle y el Mármol; la Ribera, la Barca e Ibarra, en los límites estatales de Guanajuato, Jalisco y Michoacán, donde sus aguas son aprovechadas principalmente para el riego agrícola.

Cuadro 41. Distribución de frecuencias de la concentración de nitrato.

Concentración de nitrato	Restricción de uso	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje válido	Porcentaje acumulado
N-NO ₃ < 5 mg L ⁻¹	Ninguna	53	73.6	73.6	73.6
N-NO ₃ 5-30 mg L ⁻¹	Ligera	19	26.4	26.4	100.0
	Total	72	100.0	100.0	

Lo anterior puede observarse en la **Figura 24** que muestra la concentración de nitrato en la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago.

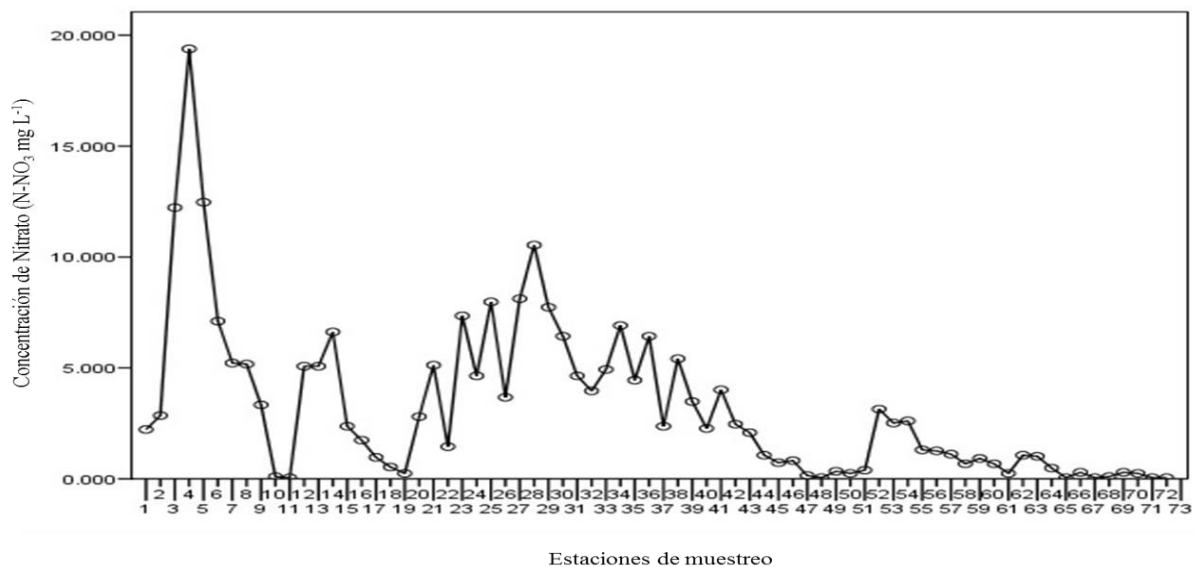


Figura 24. Distribución de la concentración de nitrato en las muestras de agua analizadas.

Es natural encontrar silicio (**Fig. 25**) en todas las aguas puesto que es el componente principal de todas las rocas de origen volcánico, sedimentarias y calizas de origen marino. La solubilidad del silicio se incrementa con la temperatura, por lo que en este trabajo la concentración más elevada (14.49 mg L^{-1}) corresponde al agua del manantial de agua caliente ($67 \text{ }^\circ\text{C}$) que se ubica en una zona geotermal, en el lago de Chapala.

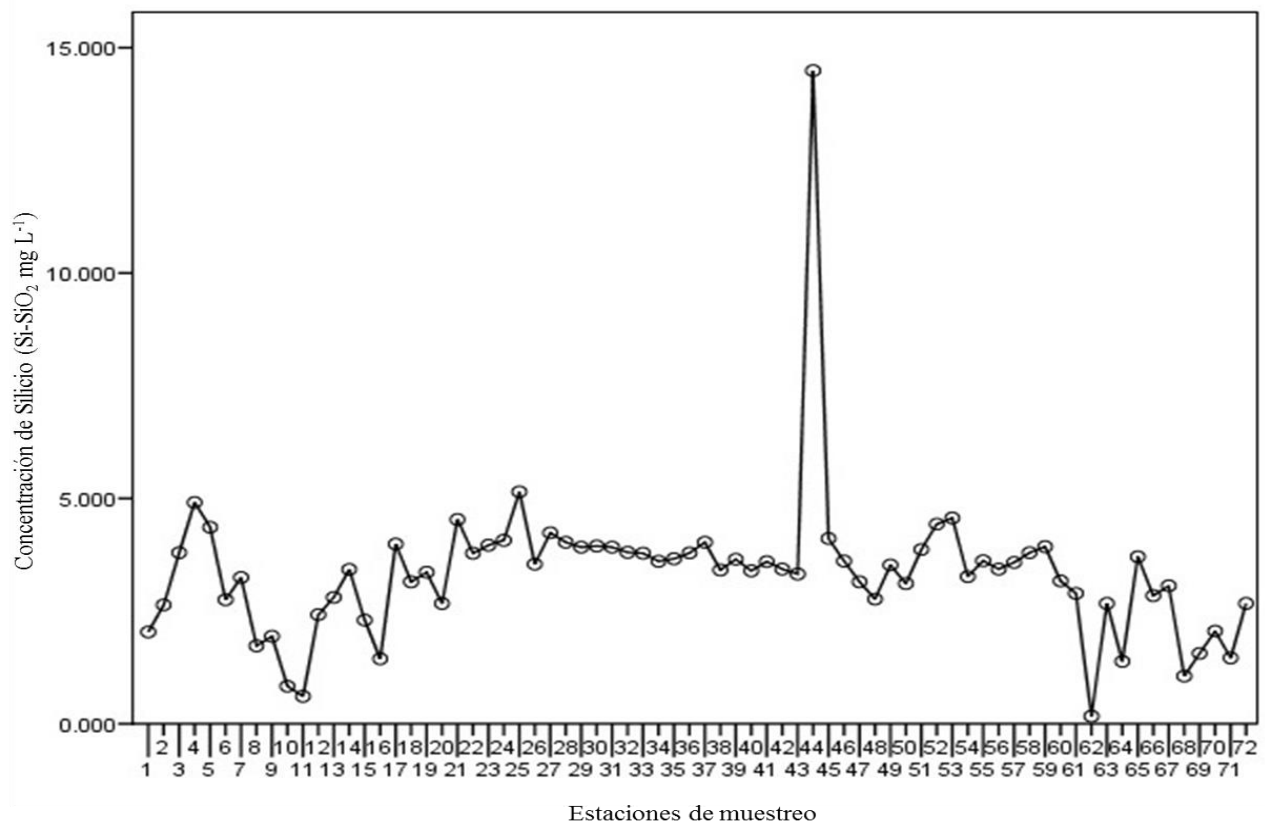


Figura 25. Distribución de la concentración de silicio en las muestras de agua analizadas.

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye que el agua de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y algunas de sus corrientes tributarias, fueron de baja concentración iónica de tipo dominante bicarbonatada-mixta, bicarbonatada-sódica y bicarbonatada-cálcica, en este sentido, se aceptó la hipótesis particular.

Dado que el agua analizada es de escorrentía superficial, es muy poco el tiempo de contacto con las rocas, por ello, no se encontró la concentración iónica elevada. En la composición de esta agua, influyó la mezcla de agua debido a que la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago es el cuerpo receptor de diversas corrientes superficiales tributarias, además, recibe agua residual industrial, doméstica y drenaje agrícola en todo su trayecto hasta su desembocadura en el océano pacífico, cerca del puerto de San Blas, Nayarit.

La concentración iónica más elevada se presentó en el lago de Chapala debido a que es receptor del río Lerma, además, el tiempo de permanencia es mayor con respecto a las aguas de escorrentía, lo cual, permitió una mayor concentración iónica, de tal modo que las características hidroquímicas de la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago y sus corrientes tributarias analizadas, fueron influenciadas por efectos de concentración y dilución a causa de la evaporación, aporte de agua residual, precipitación pluvial e interacción agua-roca. En este sentido la hipótesis general no se acepta a cabalidad tal y como se planteó debido a la influencia de los factores mencionados.

En relación con el riego agrícola, el efecto que esta agua puede tener en la infiltración se debe mencionar ya que fue de baja concentración, la reducción relativa de la infiltración presentó una ligera restricción de uso. Este proceso de reducción de la infiltración se explicó mediante los valores de pH_c , y dado que el Na^+ permanece en solución, los valores de RAS aumentarían, aunque los valores de pH_c obtenidos indicaron que no hay precipitación de Ca^{2+} , y los valores de RAS fueron bajos, es recomendable considerar en futuras investigaciones estos indicadores, para tener una visión más amplia acerca de estas formulaciones de RAS.

Del total de muestras analizadas, de acuerdo con los valores de CE, el 79 % no presentó restricción de uso. Los valores de RAS mostraron que en 89 % de las muestras no se tienen problemas de toxicidad por sodio en riego por superficie, por lo tanto, la calidad del agua es aceptable para irrigación con base únicamente en los resultados de CE-RAS.

En relación con el boro, no se presentaron valores de restricción de uso del agua en la agricultura, igualmente, los valores de fosfato y nitrato, fueron bajos, por lo tanto, no hubo motivo para rechazar la hipótesis particular dado que las aguas en este trabajo de investigación se consideraron de buena calidad para su uso en riego agrícola en la mayoría de los casos.

Finalmente se recomienda continuar con este tipo de estudios orientados a conocer la composición del agua, su origen y sus variaciones.

VII. LITERATURA CITADA

- APHA. (1998). Standard methods for examination of water and wastewater. 20^a ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D. C., EUA. 1,325 p.
- Ayers R. S., y D. W. Westcot. (1987). La calidad del agua y su uso en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje. Roma, Italia. 174 p.
- Bogar-Escobar. (2006). La cuenca Lerma-Chapala/el agua de la discordia. Gestión y política pública. 15: 369-392.
- Bower C. A., y L.W. Wilcox. (1965). Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigations operations. Soil Science Society of America Proceedings. 29: 93-94.
- Bower C. A., L.W. Wilcox., G. W. Akin, and Mary G., Keyes. (1965). An index of the tendency of CaCO₃ to precipitate from irrigation waters. Soil Science Society of America Proceedings. 29: 91-92.
- Can-Chulim A., C. Ramírez A., H. M. Ortega E., C. Trejo L., y J. Cruz D. (2008). Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. Terra Latinoamericana. 26: 243-252.
- Can-Chulim A. (2011). Calidad de las aguas para riego en la cuenca del oriental y sierra norte, Estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz. Tesis Doctoral, Postgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados. 225 p.
- Can-Chulim A., H. M. Ortega-Escobar, N. E. García-Calderón, A. L. Reyes-Ortigoza, V. A. González-Hernández, y D. Flores-Román. (2011^a). Origen y calidad del agua subterránea en la cuenca oriental de México. Terra Latinoamericana. 29: 189-200.
- Can-Chulim A., L. G. Ramírez-Guerrero, H. M. Ortega-Escobar, E. Cruz-Crespo, D. Flores-Román, E. I. Sánchez-Bernal, y A. Madueño-Molina. (2014). Germinación y crecimiento de plántulas de *Phaseolus vulgaris* L. en condiciones de salinidad. Rev. Mex. Cienc. Agríc. 5: 753-763.
- Chávez-Alcántar A., M. Velázquez-Machuca, J. L. Pimentel-Equihua, J. Venegas-González, J. L. Montañez-Soto, y G. Vázquez-Gálvez. (2011). Hidroquímica de las aguas superficiales de la ciénega de Chapala e índice de calidad de agua. Terra Latinoamericana 29: 83-94.
- Cotler-Avalos H., M. M. Hiriart, y J. de Anda Sánchez. (2006). Atlas de la cuenca Lerma-Chapala. Construyendo una visión conjunta. Instituto nacional de ecología. SEMARNAT. México, DF. pp. 7-196.
- Demant A. (1978). Características del eje neovolcánico transmexicano y sus problemas de interpretación. Univ. Nal. Autón. México, Inst. Geología, Revista. 2: 172-187.
- Del Arenal R. (1985). Estudio hidrogeoquímico de la porción centro-oriental del valle del mezquital, Hidalgo. Univ. Nal. Autón. México, Inst. Geología, Revista. 6: 86-97.

- Doneen L. (1975). Water quality for irrigated agriculture. *In: Plant in Saline Environments*. A. Poljakoff-Mayber y J. Gale eds. Ecological Studies. Springer Verlag. NY. Vol. 15. pp. 56-76.
- Eaton F. M. (1950). Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Science* 69: 123-134.
- Fassbender W. H. (1986). Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Latinoamericano de Cooperación para la Agricultura. San José Costa Rica.
- Foster S., R. Hirata, O. Gómez, M. Delia, y M. Paris. (2003). Protección de la calidad del agua subterránea, guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Editorial Mundi-Prensa, Banco Mundial. Washington D.C.
- González-Meraz J. (2000). Algunas relaciones iónicas simples para determinar la calidad del agua subterránea en un distrito de riego en México. *Ingeniería Hidráulica en México*. 15(3): 117-125.
- Guerra L. M. (1989). Agua e hidrología en la cuenca del valle de México. Antecedentes, diagnóstico, perspectivas y alternativas. Fundación Fiedrich Ebert. México, D.F.
- Hardie L. A. y H. P. Eugster. (1970). The evolution of closed basin-brines. *Mineral. Soc. Am., Spec. Pap.* 3: 279-290.
- Hermión-Larios. (1950). Interpretación geoquímica de los análisis de aguas. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. Tomo XV. 51-63.
- Infante-Gil S. y G. P. Zarate de Lara. (2012). Métodos estadísticos, un enfoque interdisciplinario. 3ra. Ed. Editorial Colegio de Postgraduados. Texcoco, Edo. De México. 610 p.
- Jiménez C. B. E. (2001). Contaminación del agua. En: *La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología aplicada*. Limusa, México, pp. 33-316.
- Kovda V. A., C. Vanden Berg, y R. M. Hogan. (1967). International source book on irrigation and drainage of arid lands in relation to salinity and alkalinity. FAO/UNESCO.
- Kovda V. A. (1973). Quality of irrigation water. *In: irrigation, drainage and salinity. An international source book*. Chapter 7. FAO/UNESCO. Hutchinson. pp 177-205.
- Livingstone D. A. (1961). Chemical composition of rivers and lakes. *In: Data of geochemistry*. Chapter G. sixth edition. (Fleischer M. Editor). Geological Survey Professional Paper 440-G. Washington. 63 p.
- López-Hernández M., M. G. Ramos-Espinoza, y J. Carranza-Fraser. (2007). Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica*. 17: 17-30.
- Tse-Tung M. (1937). Sobre la práctica. *In: Obras escogidas Tomo 1*. Editorial del Pueblo, Pekín. República Popular China. pp: 317-332.
- Mancilla-Villa O. R., A. L. Bautista-Olivas, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal, A. Canculim, R. D. Guevara-Gutiérrez, y Y. M. Ortega-Mikolaev. (2014). Hidrogeoquímica de las salinas de Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *IDESIA*. 32: 55-69.

- Navarro G. (2003). *Química agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. 2da. Edición. Editorial Mundi-Prensa. Barcelona, España.
- Peña-Cervantes E., **J. P. Pérez-Díaz**, I. M. Hernández-Torres, y R. López-Cervantes. (2012). Metales pesados y calidad agronómica del agua residual de la planta de tratamiento de la UAAAN. *In: Memorias XXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Zacatecas, Zac., México. Del 11 al 16 de noviembre de 2012.
- Pérez-Díaz J. P.**, E. Peña-Cervantes, R. López-Cervantes, I. M. Hernández-Torres, y L. M. Lasso-Mendoza. (2011). Metales pesados y calidad agronómica del agua residual de la planta de tratamiento de la UAAAN. Tesis de licenciatura. Div. De Ingeniería, Depto. Ciencias del Suelo, UAAAN.
- Pérez-Díaz J. P.**, H. M. Ortega-Escobar, C. Ramírez-Ayala, y E. Peña-Cervantes. (2013^a). Hidroquímica de las salinas del municipio de Zapotitlán, Puebla. *In: Memorias*. 1ra reunión sobre la innovación en agua, agricultura y ambiente. 28 y 29 de noviembre de 2013. Montecillo, Texcoco, Edo. De México.
- Pérez-Díaz J. P.**, E. Peña-Cervantes, R. López-Cervantes, I. M. Hernández-Torres, C. Ramírez-Ayala, y H. M. Ortega-Escobar. (2013^b). Metales pesados y calidad del agua residual en relación con el riego agrícola. *In: Memorias*. XVII Congreso Nacional de Irrigación. Puerto Vallarta, Jal. 2 al 6 de septiembre, 2013.
- Pérez-Díaz J.P.**, Y. B. García-Domínguez, L. Terrazas-Mendoza, C. Ramírez-Ayala, y H. M. Ortega-Escobar. (2013^c). Composición y caracterización química del suelo: indicadores de salinidad y sodicidad. *In: Memorias XVII Congreso Nacional de Irrigación*. Puerto Vallarta, Jal. 2 al 6 de septiembre, 2013.
- Piper A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union*, 25(6): 914-928.
- Pizarro F. (1985). *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. Editorial agrícola española S.A. 2^{da} ed. Madrid, España.
- Priego A., H. Morales, A. Fregoso, R. Márquez, y H. Cotler. (2003). Diagnóstico bio-físico y socio-económico de la cuenca Lerma-Chapala [en línea]. http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/diag_lerma_chapala.pdf 13/06/2014.
- Richards L. A., L. E. Allison, J. W. Brown, H. E. Hayward, L. Bernstein, M. Fireman, G. A. Pearson, L. W. Wilcox, C. A. Bower, J. T. Hatcher, y R. C. Reeve. (1954). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. (Richards L. A., editor). Laboratorio de salinidad, departamento de agricultura de los Estados Unidos de América. 172 p.
- Risacher F., y B. Fritz. (1995). La génesis de los lagos salados. *Mundo Científico*. 159: 626-633.
- Rodríguez O. J. C., J. L. García H., R. D. Valdez C., J. L. Lara M., H. Rodríguez F., y C. Loredó O. (2009). Calidad agronómica de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10: 355-367.

- Rojas S. R. (2005). El proceso de la investigación científica. 4 ed. editorial trillas. México. 1990. 151 p.
- Sánchez-Bernal E. I., H. M. Ortega-Escobar, V. González-Hernández, M. Camacho-Escobar, y J Kohashi-Shibata. (2008). Crecimiento de plantas de papa (*Solanum Tuberosum L.*) cv. Alpha, inducido por diversas soluciones salinas. INTERCIENCIA. 33(9): 643-650.
- Sánchez-Bernal, E. I., M. A. Camacho-Escobar, A. Rodríguez-León, y H. M. Ortega-Escobar. (2013). Physiological behavior of potato cv. Tollocan at diverse types of salinity. Journal of Plant Studies. 2: 120-134.
- Sánchez-Bernal E. I., G. Sandoval-Orozco, M. A. Camacho-Escobar, F. Valdez-Martínez, A. Rodríguez-León, y H. M. Ortega-Escobar. (2014). Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. Revista Internacional de Ciencia y Sociedad. 1(2): 27-41.
- Szabolcs I. (1989). Salt affected soils. CRS Press, Inc. Boca Raton, Florida.
- SCFI. (1980). Norma Mexicana NMX-AA-003-SCFI-1980. Aguas residuales, Muestreo. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 25 de marzo de 1980.
- SCFI. (2011). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua, determinación del pH, método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 2 de septiembre de 2011.
- Suarez D. L. (1981). Relation Between pH_c 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.
- Sukumaran P. V. (2000). Evolution of the atmosphere and oceans: Evidence from geological records-evolution of the early oceans. Resonance 5: 8-21.
- Tarbuck E. J., y K. K. Lutgens. (2010). Introducción a la geología. In: ciencias de la tierra, una introducción a la geología física. Vol. 1. 8 ed. Pearson. Madrid España. 400 p.
- Velázquez-Machuca M. A., J. L. Pimentel Equihua, y M. Ortega-Escobar (2010). Variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. Agrociencia 44: 599-609.
- Velázquez-Machuca M. A., M. Ortega-Escobar, A. Martínez-Garza, J. Kohashi-Shibata, y N. García-Calderón. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del mezquital, Hidalgo, México. Terra Latinoamericana 20: 459-464.