



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

**INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS
AGRÍCOLAS**

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

**VARIACIONES IONICAS
EN LAS AGUAS RESIDUALES
DEL VALLE DEL MEZQUITAL**

EDWIN CUELLAR CARRASCO

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

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2013

La presente tesis titulada: Variaciones ionicas en las aguas residuales del Valle del Mezquital. realizada por el alumno: Edwin Cuellar Carrasco, 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. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

ASESOR DR. EDGAR IVAN SANCHEZ BERNAL



Montecillo, Texcoco, Estado de México, Noviembre de 2013

Agradecimientos

Al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por haberme otorgado la beca que hizo posible la realización del presente trabajo, así como la realización de mis estudio de maestro en ciencias.

Al Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por haber hecho posible la redacción de este documento, así mismos por la dirección del mismo y por haber brindado amistad y enseñanza para mi desarrollo profesional.

Al Dr. Carlos Ramírez Ayala, por su valiosa contribución con sus conocimientos para la realización de este trabajo, por haberme brindado su amistad y consejos como amigo cuando lo necesite.

Al Dr. Edgar Iván Sánchez Bernal por el apoyo que me brindo en la realización del presente trabajo.

A mis padres por apoyarme incondicionalmente en el caminar de mi vida, de quien estoy orgulloso , porque a pesar de cualquier cosa siempre están ahí para brindarme su enorme cariño y comprensión en cualquier circunstancia, Gracias María Carrasco y Heriberto Herrera

A una persona que me motivo para empezar este proyecto y que siempre estuvo cerca de mí, a pesar de la gran distancia que nos separó y supo motivar este proyecto de vida hasta el final. Gracias Wendy.

RESUMEN

VARIACIONES IONICAS EN LAS AGUAS RESIDUALES DEL VALLE DEL MEZQUITAL

En México, se riegan con aguas residuales aproximadamente 200,000 ha en diferentes valles intermontanos en la zona del Mezquital. Las aguas residuales utilizadas en el Valle del Mezquital no han recibido ningún tratamiento. Debido al tamaño del área de cultivo de 80,000 ha con antigüedad de 97 años en operación continua, la región es un ejemplo de uso de aguas residuales para riego, que derivan de la zona metropolitana del Valle de México. El Valle del Mezquital se localiza dentro del límite suroeste del estado de Hidalgo (latitud norte 20° 02' y longitud oeste 99° 15'). Está situado en lo alto de la meseta mexicana, a 60 km de la ciudad de México con una altitud entre 1,640 m y 2,400 msnm. Está conformado por 27 municipios de los 84 que conforman el estado de Hidalgo. Presenta condiciones de zona semiárida, clima de semiseco a seco, temperatura mayor de 20°C y presencia de lluvias menor a 700 mm anuales. La agrupación vegetal más abundante es el matorral xerófilo. En este trabajo de investigación se analizan y discuten los efectos de los elementos inorgánicos que afectan la calidad del agua de riego residual, así como su variación iónica en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital, Hidalgo. Se analizan los problemas de salinidad y sodicidad que pueden ocasionar estas aguas, así como los contenidos de boro, nitratos, silicio y ortofosfatos. Se evaluó la relación de sodio adsorbido (RAS) calculado por cuatro diferentes fórmulas RAS_{orig} , RAS° , RAS_{villa} y RAS_{aj} , las tres primeras formulaciones del RAS no muestran una diferencia significativa, sin embargo, el RAS_{aj} muestra una relación del doble con respecto al RAS_{orig} . En general el riego con estas aguas puede presentar problemas de infiltración moderada en el suelo, ocasionado por su RAS elevado, no obstante estos problemas se mejoran por la conductividad eléctrica (CE). El valor máximo de la CE es de 3 016 μScm^{-1} y el mínimo es de 129 μScm^{-1} . En conclusión podemos decir que el riego con esta agua se debe efectuar con precaución y haciendo aplicaciones de diferentes dosis de yeso para evitar problemas de sodicidad.

Palabras clave: aguas residuales, Salinidad, Sodicidad, conductividad eléctrica, RAS.

ABSTRACT

IONIC VARIATIONS IN THE VALLEY MEZQUITAL WASTEWATER

In Mexico are watered with wastewater approximately 200,000 ha in different valleys between mountain in Mezquital zone. The wastewater used in the Mezquital Valley have not received any treatment. Due to the immense size of the growing area of 80,000 ha with a length of 97 years in continuous operation, the region is an example of wastewater irrigation derived from the metropolitan area of the Valley of Mexico. The Mezquital Valley is located within the southwestern edge of the state of Hidalgo (north longitude 20 ° 02 and west longitude 99 ° 15). It is located on top of the Mexican plateau, 60 km from Mexico City at an altitude between 1,640 m and 2,400 m. It is composed of 27 counties of the 84 that make up the state of Hidalgo. Presents semiarid conditions, semi- dry to dry weather, temperature above 20 °C and a precipitation of less than 700 mm annually. The most abundant plant community is the desert xerofilo scrub. This research analyzes and discuss the effects of the inorganic elements that affect the quality of residual irrigation water and its ionic changes in the hydrographic network from Mexico Valley-Mezquital Valley, Hidalgo. Problems of salinity and sodium that can cause these waters are analyzed, as well as the contents of boron, nitrates, silicium and orthophosphates. The sodium adsorbed relationship (SAR) calculated by four different formulas, SAR_{orig} , SAR° , SAR_{villa} and SAR_{aj} , was evaluated, the first three formulas of SAR do not show a significant difference but SAR_{aj} shows a dual relationship with respect to SAR_{orig} . In general wastewater irrigation could present problems of moderate infiltration in the soil, caused by its high SAR and improved by its high electrical (EC) conductivity. The maximum value of the EC is $3016 \mu S \cdot cm^{-1}$ and the minimum is $129 \mu S \cdot cm^{-1}$. In conclusion we can say that wastewater irrigation should be done with caution and making plaster applications with diferent doses to avoid sodicity problems.

Keywords: wastewater, salinity, sodicity, electrical conductivity, Sodium adsorbed relationship.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS PARTICULARES.....	4
2.3. HIPÓTESIS	4
3. REVISIÓN LITERARIA.....	5
3.1. EL USO DEL AGUA RESIDUAL EN EL MUNDO	5
3.2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y REUTILIZACIÓN EN MÉXICO	6
3.3. GEOQUÍMICA DE LOS ELEMENTOS	8
3.3.1. EL SILICIO EN LA CORTEZA TERRESTRE	13
3.3.2. EL CARBONO EN LA CORTEZA TERRESTRE (ALCALINIDAD).....	15
3.3.3. EL FOSFORO EN LA CORTEZA TERRESTRE.....	17
3.3.4. EL AZUFRE EN LA CORTEZA TERRESTRE.....	19
3.3.5. EL CALCIO EN LA CORTEZA TERRESTRE	21
3.3.6. EL POTASIO EN LA CORTEZA TERRESTRE	22
3.3.7. EL MAGNESIO EN LA CORTEZA TERRESTRE.....	23
3.3.8. EL SODIO EN LA CORTEZA TERRESTRE.....	24
3.3.9. EL CLORO EN LA CORTEZA TERRESTRE	26
3.3.10. EL BORO EN LA CORTEZA TERRESTRE	28
3.3.11. LOS NITRATOS EN LA CORTEZA TERRESTRE.....	29
3.4. FORMACIÓN DE SUELO.....	31
3.4.1. METEORIZACIÓN O INTEMPERISMO.....	31
3.5. ORIGEN DE LAS SALES	34
3.5.1. EROSIÓN DEL SUELO.	35
3.5.2. SOLUBILIDAD DE LAS SALES MÁS IMPORTANTES.....	36
3.6. COMPOSICIÓN DEL AGUA EN RÍOS Y OCÉANOS.....	40
3.7. PELIGRO DE LA SALINIZACIÓN SÓDICA.....	43
3.8. CAUSAS DE LA APARICIÓN DE SODIO INTERCAMBIABLE	45
3.9. CALIDAD DEL AGUA PARA EL RIEGO.....	46

3.9.1.	CRITERIO DE SALINIDAD	47
3.9.2.	CRITERIO DE SODICIDAD	47
3.9.3.	CRITERIO DE TOXICIDAD	47
3.10.	EFFECTO DE LAS SALES SOLUBLES SOBRE LOS CULTIVOS	48
3.11.	PROPIEDADES COLIGATIVAS DE LAS SOLUCIONES.....	49
3.11.1.	PRESIÓN DE VAPOR.....	50
3.11.2.	ELEVACIÓN DEL PUNTO DE EBULLICIÓN.....	50
3.11.3.	PRESIÓN OSMÓTICA.....	52
3.12.	TEORÍA DE LOS GASES IDEALES.....	53
3.13.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO CON BASE A SU CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE).....	56
3.14.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO PARA RIEGO CON BASE A LA SALINIDAD EFECTIVA (SE).	57
3.15.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO PARA RIEGO CON BASE A LA SALINIDAD POTENCIAL (SP)	58
3.15.1.	ECUACIÓN DE GAPON (INTERCAMBIO CATIONICO).....	59
3.16.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS CON BASE AL RAS (RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO).	62
3.16.1.	ECUACIÓN PARA EL CÁLCULO DEL RAS_{Aj}	64
3.16.2.	ECUACIÓN PARA EL CÁLCULO DEL RAS°	65
3.16.3.	ECUACIÓN PARA EL CÁLCULO DEL RAS DE VILLAFANE	67
3.17.	EFFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS IONES CO_3^{2-} Y HCO_3^{-}	69
3.18.	PORCENTAJE DE SODIO INTERCAMBIABLE	70
3.19.	DUREZA	73
3.20.	PROBLEMAS DE INFILTRACIÓN	76
3.20.1.	EVALUACIÓN DE LOS PROBLEMAS DE INFILTRACIÓN.....	80
3.20.2.	SOLUCIONES A LOS PROBLEMAS DE INFILTRACIÓN.....	80
3.20.3.	APLICACIÓN DE ENMIENDAS	81
3.21.	EFFECTO DE LA TOXICIDAD POR IONES ESPECÍFICOS	81
3.21.1.	EFFECTO DEL ION CLORO.....	82
3.21.2.	EFFECTO DEL ION SODIO.....	83
3.21.3.	EFFECTO DEL ION BORO.....	83
3.21.4.	EFFECTO DEL ION FÓSFORO.....	84
3.22.	CLASIFICACIÓN DE LOS SUELOS.....	85
3.22.1.	SUELOS SALINOS.....	85

3.22.2.	SUELOS SÓDICOS	86
3.22.3.	SUELOS SALINO—SÓDICOS	87
4.	<u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	88
4.1.	DESCRIPCIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO.	88
4.2.	MUESTREO.....	95
4.2.1.	CRITERIOS DE MUESTREO DE CANALES, DRENES Y RÍOS (AGUAS SUPERFICIALES).....	96
4.3.	MÉTODOS	97
4.3.1.	DETERMINACIÓN DEL PH.....	98
4.3.2.	DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE).....	98
4.3.3.	DETERMINACIÓN DE LOS RESIDUOS SECO EVAPORADO	99
4.3.4.	DETERMINACIÓN DE LOS SODIO Y POTASIO.	99
4.3.5.	DETERMINACIÓN DE CALCIO	100
4.3.6.	DETERMINACIÓN DE CALCIO Y MAGNESIO.	101
4.3.7.	DETERMINACIÓN DE CARBONATO.....	102
4.3.8.	DETERMINACIÓN DE BICARBONATO.....	102
4.3.9.	DETERMINACIÓN DE CLORUROS.....	103
4.3.10.	DETERMINACIÓN DE SULFATOS	104
4.3.11.	DETERMINACIÓN DE NITRATOS (N-NO ₃).	105
4.3.12.	DETERMINACIÓN DE ORTOFOSFATOS (P-PO ₄).....	105
4.3.13.	DETERMINACIÓN DE BORO.	106
4.3.14.	DETERMINACIÓN DE SILICIO.....	107
4.3.15.	DETERMINACIÓN DE LA PRESIÓN OSMÓTICA.	109
5.	<u>RESULTADOS Y DISCUSIONES</u>	110
5.1.	DESCRIPCIÓN DEL LUGAR.	110
5.2.	VERIFICACIÓN DE LOS ANÁLISIS QUÍMICOS.....	132
5.3.	. DISTRIBUCION DE ANIONES Y CATIONES.....	137
5.4.	. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS.....	147
5.4.1.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO CON BASE A SU CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE).....	147
5.4.2.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO PARA RIEGO CON BASE A LA SALINIDAD EFECTIVA (SE).	150
5.4.3.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO PARA RIEGO CON BASE A LA SALINIDAD POTENCIAL (SP).....	153

5.4.4.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS CON BASE AL RAS (RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO).....	155
5.4.5.	CLASIFICACION POR EL PORCENTAJE DE SODIO POSIBLE.....	180
5.4.6.	CLASIFICACION POR EL CARBONATO DE SODIO RESIDUAL (CSR).....	182
5.4.7.	CLASIFICACIÓN SEGÚN SU DUREZA.....	184
5.4.8.	PROBLEMAS DE INFILTRACIÓN.....	187
5.4.9.	CONTENIDO DE CLORO.....	201
5.4.10.	CONTENIDO DE BORO.....	204
5.4.11.	CONTENIDO DE FOSFORO COMO ORTOFOSFATO.....	207
5.4.12.	CONTENIDO DE NITRATOS.....	210
5.4.13.	CONTENIDO DE SILICE.....	213
6.	<u>CONCLISIONES.....</u>	<u>217</u>
7.	<u>RECOMENDACIONES.....</u>	<u>219</u>
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA.....</u>	<u>220</u>

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Composición Química de algunas rocas comunes.....	9
Tabla 2. Minerales formadores de suelo.....	10
Tabla 3. Composición Química de algunos minerales comunes.	12
Tabla 4. Productos de Meteorización.....	34
Tabla 5. Variación de la Solubilidad del Sulfato de Sodio con respecto a la temperatura según Kovda.	37
Tabla 6. Variación de la Solubilidad del Carbonato de Sodio con respecto a la temperatura según Kovda.	38
Tabla 7. Composición del agua de mar	40
Tabla 8. Composición media de las aguas de río.....	42
Tabla 9. Composición media del agua de los ríos (Pizarro, 1978).	43
Tabla 10. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la CE según Richard, 1959...	56
Tabla 11. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la CE según Pizarro 1978.....	57
Tabla 12. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la Salinidad Efectiva.....	58
Tabla 13. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la Salinidad Potencial.....	59
Tabla 14. Concentración de calcio (Ca^{2+}) en el agua del suelo, contenida en el suelo cerca de la superficie, que se resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO_3^-/Ca y conductividad ECa	66
Tabla 15. Sales frecuentes en aguas de riego y suelos (Adaptado de Doneen, 1975, y Pizarro, 1990).	67
Tabla 16. Secuencia de cálculos para obtener la composición salina del agua a partir de la composición iónica. Fuente Bioagro 1999.	68
Tabla 17. Clasificación en base a los índices de Eaton. Carbonato de Sodio Residual (CSR). (Richards et al., 1959).	70
Tabla 18. Clasificación según su dureza.	75
Tabla 19. Directrices para determinar la calidad del agua para riego.	78
Tabla 20. Valores medios de cloruros en las aguas estudiadas.	83
Tabla 21. Clasificación de los Suelos Salinos Según la afectación de la CE a la producción.	85

Tabla 22.	Clasificación de los suelos Sódicos según su afectación a la producción por el PSI.	86
Tabla 23.	Datos de riego para el Valle del Mezquital, INEGI 1993-1994.	95
Tabla 24.	Metodología de cada una de las Determinaciones.	97
Tabla 25.	Valores de titulación relacionado a cada ion.	103
Tabla 26.	Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica Valle de México-Valle del Mezquital.	114
Tabla 27.	Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Valle de México-Valle del Mezquital.	118
Tabla 28.	Porcentajes permisibles de diferencias en los resultados analíticos (APHA , 1995).	136
Tabla 29.	Diferentes formas de calcular la PO de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.	143
Tabla30.	Clasificación de los puntos de muestreo según su CE de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	147
Tabla31.	Clasificación Según su Salinidad Efectiva de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.....	151
Tabla32.	Clasificación Según su Salinidad Potencial de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	153
Tabla33.	Calculo del RAS por cuatro métodos de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	157
Tabla34.	Clasificación de las aguas con el índice del RAS por cuatro métodos de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.	162
Tabla35.	Clasificación de las aguas de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo por el de acuerdo a su RAS_{orig} y su Conductividad Eléctrica.	170

Tabla36.	Clasificación de las aguas de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo por el de acuerdo a su RAS ^o y su Conductividad Eléctrica.	173
Tabla37.	Clasificación de las aguas de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo por el de acuerdo a su RAS _{villa} y su Conductividad Eléctrica.	176
Tabla38.	Clasificación de las aguas de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo por el de acuerdo a su RAS _{aj} y su Conductividad Eléctrica.	179
Tabla39.	Clasificación de acuerdo a su Porcentaje de Sodio Posible (PSP) de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.....	181
Tabla 40.	Clasificación de acuerdo a su Carbonato de Sodio Residual (CSR) de la red hidrográfica del Valle de México— Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.....	183
Tabla 41.	Clasificación de la Dureza expresada en mgL ⁻¹ o ppm.....	185
Tabla 42.	Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su dureza.	185
Tabla 43.	Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.	188
Tabla 44.	Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS _{orig}	188
Tabla 45.	Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS ^o	192
Tabla 46.	Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS _{villa}	195

Tabla 47.	Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RASaj.	198
Tabla 48.	Clasificación según la concentración del Cl ⁻	201
Tabla 49.	Clasificación de acuerdo a su contenido del Cl ⁻ de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.	202
Tabla 50.	Clasificación de las aguas según su contenido de boro fuente Aceves(2011).	204
Tabla 51.	Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de boro en ppm.....	205
Tabla 52.	Relación entre niveles tróficos y características de los lagos (Adaptado de Janus y Vollenweider, 1981)	208
Tabla 53.	Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo de acuerdo a su contenido de fosforo en ppm. 208	208
Tabla 54.	Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de Nitrógeno en ppm.	211
Tabla 55.	Distribución del contenido de sílice en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de sílice.	215

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pagina
Figura 1. Porcentajes de las especies de dióxido de carbono totales disueltos en solución como una función del pH.	17
Figura 2. Porcentajes de las especies de fosfato disueltos-totales en solución como una función del pH, 25°C ; presión 1 atm.....	19
Figura 3. Campos de dominancia de las especies de azufre en el equilibrio a 25°C ; presión 1 atm. actividad azufre disueltos totales, 25°C ; presión 1 atm. total dissolved sulfur activity 96mg L ⁻¹ as SO (actividad total de azufre 96 mg / L disuelto en SO ₄ ²⁻)	20
Figura 4. Capa hidratada de los iones de magnesio	24
Figura 5. Representación esquemática de la distribución atmosférica de cargas iónicas alrededor de la arcillas.	44
Figura 6. Estados de floculación y dispersión de las arcillas	45
Figura 7. Diagrama de fases del punto de ebullición y congelación.....	52
Figura 8. Monograma para determinar el valor de RAS y PSI	64
Figura 9. Reducción relativa de la infiltración, provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS) fuente Rhoades 1977 y Oster y Schröer 1979.	80
Figura 10. Antiguo Lago de Texcoco.	89
Figura 11. Ubicación del Estado de México. Plano Elaborado con información de la CONABIO.	91
Figura 12. Hidrogeología del Estado de México. Plano Elaborado con información de la CONABIO.	92
Figura 12a Uso del Suelo y tipo de vegetación en el Estado de México. Plano Elaborado con información de la CONABIO.	92
Figura 13. Ubicación del Estado de Hidalgo . Plano Elaborado con información de la CONABIO.	94
Figura 14a Hidrogeología del Estado de Hidalgo Plano Elaborado con	95

	información de la CONABIO	
Figura 14b	Uso y Tipo de vegetación del Estado de Hidalgo. Plano Elaborado con información de la CONABIO.	95
Figura 15.	Macro localización de los puntos de muestreo. Plano Elaborado con información de la CONABIO.	113
Figura 16.	Micro localización de los puntos de muestreo de la red hidrológica Del Valle de México--Valle del Mezquital.	114
Figura 17.	Relación entre CE y Σ Cationes de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	133
Figura 18.	Relación entre CE Vs Σ Aniones de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	134
Figura 19.	Relación entre RSE_{cal} y CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	135
Figura 20.	Relación entre RSE_{det} y CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	135
Figura 21.	Relación entre STD_{cal} y STD_{det} . de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	136
Figura 22.	Relación entre la Suma de Aniones y la suma de Cationes de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	138
Figura 23.	Distribución iónica de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo	139
Figura 24.	Alturas de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.....	140
Figura 25.	pH de las muestras de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.....	141
Figura 26.	temperaturas de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	141
Figura 27.	Distribución de la PO de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	143

Figura 28.	Relación entre PO y CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	143
Figura 29.	Diagrama para la clasificación de las aguas de riego Relacionando el RAS y la CE.	157
Figura 30.	Relación entre el RAS_{orig} y RAS° de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	166
Figura 31.	Relación entre el RAS_{orig} y RAS_{villa} de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	166
Figura 32.	Relación entre el RAS_{orig} y RAS_{aj} de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	167
Figura 33.	Relación del RAS_{orig} Vs RAS° , RAS_{villa} y RAS_{aj} de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	168
Figura 34.	Clasificación de las aguas de riego de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS_{orig}	168
Figura 35.	Clasificación de las aguas de riego de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS°	173
Figura 36.	Clasificación de las aguas de riego de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS_{villa}	176
Figura 37.	Clasificación de las aguas de riego de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS_{aj}	179
Figura 38.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de	192

	disminución de la infiltración con el RAS_{orig}	
Figura 39.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS°	195
Figura 40.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{villa}	198
Figura 41.	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{aj}	201
Figura 42.	Distribución del contenido de cloro en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo de acuerdo a su contenido de cloro en $meqL^{-1}$	205
Figura 43.	Distribución del contenido de boro en ppm de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	208
Figura 44 .	Distribución del contenido de Fosforo en ppm de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	211
Figura 45.	Distribución del contenido de nitrógeno en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo de acuerdo a su contenido de nitrógeno en ppm.....	214
Figura 46.	Distribución del contenido de sílice en ppm de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.	216

1. INTRODUCCIÓN

Aunque el agua es el elemento más frecuente en la Tierra, ya que cubre el 97 por ciento de la superficie de la tierra, según la FAO esto equivale a 1351 millones km³ de agua pero únicamente 2.53 por ciento del total es agua dulce y el resto es agua salada. Aproximadamente las dos terceras partes del agua dulce se encuentran inmobilizadas en glaciares y al abrigo de nieves perpetuas. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) estima que sólo de 9 000 a 14 000 km³ se encuentran económicamente disponibles para el uso humano cada año (FAOWATER, 2008).

Los recursos hídricos son renovables (excepto ciertas aguas subterráneas), con enormes diferencias de disponibilidad y amplias variaciones de precipitación estacional y anual en diferentes partes del mundo. La precipitación constituye la principal fuente de agua para todos los usos humanos y ecosistemas. Esta precipitación es recogida por las plantas y el suelo, se evapora en la atmósfera mediante la evapotranspiración y corre hasta el mar a través de los ríos o hasta los lagos y humedales. El agua de la evapotranspiración mantiene los bosques, las tierras de pastoreo y de cultivo no irrigadas, así como los ecosistemas. El ser humano extrae un 8 por ciento del total anual de agua dulce renovable, se apropia del 26 por ciento de la evapotranspiración anual y del 54 por ciento de las aguas de escorrentía accesibles. El control que la humanidad ejerce sobre las aguas de escorrentía es ahora global y el hombre desempeña actualmente un papel importante en el ciclo hidrológico (FAO, 2002).

Por otro lado, los recursos de agua dulce se ven reducidos por la contaminación. Unos 2 millones de toneladas de desechos sólidos son arrojados diariamente en aguas receptoras, incluyendo residuos industriales y químicos, vertidos humanos y desechos agrícolas (fertilizantes, pesticidas y residuos de pesticidas). Aunque los datos confiables sobre la extensión y gravedad de la contaminación son incompletos, se

estima que la producción global de aguas residuales es de aproximadamente 1 500 km³. Asumiendo que un litro de aguas residuales contamina 8 litros de agua dulce, la carga mundial de contaminación puede ascender actualmente a 12 000 km³.

La escasez de agua tiene altos costos económicos, sociales y políticos. Incluso entre los países que aparentemente cuentan con abundante agua, existen regiones de escasez o regiones sin infraestructura para acceder a los recursos hídricos disponibles. Las áreas donde se alcanzan o exceden los límites sostenibles de extracción de agua, esto es 75 por ciento o más de los recursos hídricos renovables, se describen como áreas de escasez física de agua. Por otro lado, la escasez económica de agua puede producirse cuando los recursos hídricos son abundantes, pero las deficiencias del capital humano, institucional o financiero limitan el acceso a ella. Cuando la demanda de agua se acerca a estos límites de los recursos disponibles, o bien a la capacidad límite de los sistemas de suministro de agua, se puede producir competencia entre los distintos usos del agua. Las áreas urbanas e industrializadas tienen, con frecuencia, una mayor capacidad económica o poder político para crear infraestructuras y desarrollar nuevos suministros de agua o reasignar suministros existentes desde las áreas agrícolas a las urbanas. En la competencia por el agua, las necesidades humanas con frecuencia prevalecen sobre las necesidades de los ecosistemas (Okun, 2002). La competencia por recursos hídricos con frecuencia se produce a expensas de la agricultura y de las economías tradicionales que dependen de ella. Tradicionalmente, el agua ha sido considerada un bien común y público. Sin controles gubernamentales, sin embargo, se puede abusar de este bien público y dejar sin acceso del agua a los sectores con menos poder político y económico.

Por ello la regeneración de las aguas residuales y su reutilización en la agricultura está teniendo una amplia aceptación en muchas partes del mundo. En muchos países con escasez de agua, las aguas residuales son importantes para equilibrar la demanda y la oferta de agua para diversos usos. Los impulsores de la reutilización de aguas son distintos en los países desarrollados y en los países en vías de desarrollo, pero existen problemas comunes como el aumento de la población y la demanda de alimentos,

escasez de agua y preocupación acerca de la contaminación ambiental. Todos estos factores hacen que el agua regenerada sea un recurso potencialmente valioso. Sin embargo, la reutilización de agua conlleva cambios en las estructuras tradicionales de asignación de recursos hídricos, financiamiento de estructuras, consideración de estándares de calidad del agua, marcos reglamentarios y mandatos institucionales (Oron, 1987).

En México desde 1989 los distritos de riego de Tula, Ajacuba y Alfajayucan son el resultado del uso de las aguas residuales sin tratar de Ciudad de México. Alrededor de 90 000 ha de tierras de regadío, anteriormente con suelos muy pobres, ahora dependen casi de 1 500 millones de $\text{m}^3\text{año}^{-1}$ de las aguas residuales sin tratar de la Ciudad de México. Sus otras fuentes de agua son parte del caudal del río Tula, una pequeña cantidad de aguas subterráneas y la reutilización de los retornos del riego (el cual a su vez contiene aguas residuales sin tratar). La Ciudad de México ha venido utilizando estas áreas para el tratamiento natural y eliminación de sus aguas residuales.

Debido a esto existen riesgos para la salud pública por el uso de aguas residuales y su uso prolongado podría tener un efecto sobre la salinidad del suelo, debido a que no cuenta con ningún nivel de tratamiento, aunque también ha mejorado la fertilidad de éste y el contenido de materia orgánica. Sin embargo, existen maneras de mitigar cualquier efecto negativo en el uso de las aguas residuales.

El presente trabajo pretende determinar las variaciones en concentraciones iónicas de las aguas residuales en su recorrido desde Ciudad de México hacia el valle de Mezquital, Tula Hidalgo, así como los cambios en la calidad química debido a los procesos de degradación biológica, fotodisociación, adsorción, absorción, oxidación, precipitación y dilución. Estos procesos explican la capacidad de autopurificación del agua cuando fluye desde arroyos y a través del suelo, así como también cuando se almacena en embalses.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Determinar la composición iónica de las aguas de los diferentes cauces en la red hidrográfica Valle de México-Valle del Mezquital, en los diferentes lugares de muestreo, desde el ex-lago de Texcoco donde se vierten las aguas residuales del Distrito Federal hasta la presa de Zimapan. En el estado de Hidalgo, e incluyéndolos terrenos agrícolas del valle del Mezquital donde es su aprovechamiento agrícola.

2.2. Objetivos particulares

2.2.1. Determinar las concentraciones iónicas en los diferentes cauces donde fueron tomadas las muestras.

2.2.2. Determinar los parámetros físico-químicos de las aguas del sistema hidrográfico del Valle de México-Valle del Mezquital de los distintos lugares de muestreo: temperatura ($^{\circ}\text{t}$), potencial de hidrogeno (pH), conductividad eléctrica (CE), residuo seco evaporado (RSE), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}) magnesio (Mg^{2+}), fósforo (P), boro (B), sílice (Si), nitratos (N- NO_3) y presión osmótica.

2.2.3. Establecer la distribución de cationes y de aniones en las distintas estaciones de muestreo.

2.2.4. Obtener los siguientes índices de clasificación de aguas: Índice de Salinidad Potencial, Índice de Salinidad Efectiva, Por Ciento de Sodio Posible y Carbonato de Sodio Residual.

2.2.5. Determinar el valor de la Relación de Adsorción de Sodio, según sus diferentes modificaciones.

2.3. Hipótesis

Se deben presentar variaciones de las concentraciones en los diferentes puntos del agua de los cauces del sistema hidrográfico estudiado, debido a la descarga de aguas urbano industriales en todo el trayecto de esta red hidrográfica del valle México—Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo.

3. REVISIÓN LITERARIA

3.1. Uso del agua residual en el Mundo

La disponibilidad de agua para uso agrícola disminuye debido a su sobre aprovechamiento por actividades antrópicas, lo que ha origina una severa crisis del agua a nivel mundial. Problema que se intensifica con el crecimiento demográfico.

Se estima que la Tierra contiene 1 351 millones de km³ de agua. Sólo el 0.003 por ciento es agua dulce, es decir, agua apta para beber, higiene, agricultura e industria. La mayor parte del agua dulce se encuentra lejos de la civilización o en lugares de difícil acceso para ser captada para su uso. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) estima que sólo de 9 000 a 14 000 km³ se encuentran económicamente disponibles para el uso humano cada año. La población mundial está creciendo a una tasa de aproximadamente 1.2 por ciento al año y se espera que aumente a 9 000 millones en el año 2030. De tal forma que proporcionar agua adecuada a estas personas será un gran desafío. El agua no sólo es esencial para el consumo humano directo y para los hogares, sino además para producir alimentos y productos manufacturados necesarios para vivir y mejorar los estándares de vida. Las necesidades de agua se pueden dividir en las siguientes categorías (FAOWATER, 2008):

1. Agua potable
2. Agricultura y ganadería
3. Higiene y sanidad pública
4. Usos domésticos (preparación de alimentos, limpieza, usos al aire libre)
5. Comercio y servicios
6. Industria
7. Actividades recreativas y turismo
8. Pesca comercial y acuicultura y
9. Mantenimiento ecológico y conservación y protección del medioambiente.

Otro de los aspectos a destacar es el uso que se la da, esto es, el 75 por ciento se destina para la agricultura y ganadería, el 15 por ciento para la industria y tan sólo el 10 por ciento para uso doméstico del cual el 1 por ciento es para consumo.

La salud de los seres humanos, la vida silvestre y los ecosistemas dependen de los suministros adecuados de agua limpia. Sin embargo, a medida que las poblaciones crecen y se expanden hacia zonas antes no urbanizadas, los gobiernos enfrentan cada vez mayores dificultades para asegurar la calidad del agua. Las consecuencias de este

crecimiento —un aumento de escorrentías, aguas residuales, infraestructura inadecuada, desmonte de tierras, fuentes fijas industriales, contaminación atmosférica— también plantean riesgos para la calidad del agua. Además, la urbanización puede perjudicar el automantenimiento de los recursos hídricos a través de humedales e infiltración del agua en el suelo, que son los procesos naturales mediante los cuales el agua se purifica. El dragado y la desecación de los humedales, así como la pavimentación y compactación del suelo, reducen estos procesos de purificación natural en ecosistemas terrestres y acuáticos.

3.2. Contaminación del agua y reutilización en México

En la actualidad una de las problemáticas más graves que afronta México es el problema de la contaminación ambiental en diferentes aspectos: aire, tierra, agua, etc., siendo el agua, el recurso de mayor importancia y el que requiere especial atención, ya que en la República Mexicana el 80 por ciento del agua se encuentra a menos de 500 msnm, mientras que sólo el 5 por ciento está arriba de la cota de los 2000 msnm, por lo que se dificulta el suministro hasta la ciudad. El crecimiento de la actividad industrial, así como la elevada demanda por parte de la población, ha generado serias alteraciones ecológicas, ya que la descarga de aguas residuales de diferentes orígenes (industrial, doméstico, agrícola, ganadero, etc.) a los cuerpos de aguas naturales, se lleva a cabo sin ningún tipo de tratamiento, lo cual ha traído como consecuencia la contaminación de prácticamente todas las cuencas hidrológicas que sirven de abastecimientos a los centros urbanos.

El diecinueve por ciento de las aguas residuales producidas en México son tratadas, de las cuales solamente el nueve punto veinticinco por ciento alcanzó las eficiencias esperadas, utilizándose para ello procesos sofisticados con equipo de alto costo, lo cual representa una gran limitante en su aplicación por el aspecto económico y por las bajas eficiencias logradas.

Se ha reportado la existencia de 256 plantas de tratamiento con diferentes procesos y capacidad instalada, de las cuales el 65 por ciento (166), no está en operación, 7 por ciento (18) opera a eficiencias menores al 40 por ciento, 23 por ciento (59), trabaja con 40-80 por ciento de eficiencia, y únicamente el 5 por ciento (13) logra eficiencias mayores al 80 por ciento.

Las razones de esta situación son diversas y se manifiestan como la falta de operación y el gran abandono en que se encuentran las instalaciones, así como también el aspecto económico (recursos técnicos, tecnológicos, humanos, etc.), ya que

generalmente no se consideran los recursos para operación y mantenimiento al momento de seleccionar el tipo de proceso a desarrollar (Noyola, 1990 y García, 1990).

Lo anteriormente descrito, pone de manifiesto la problemática que existen en cuanto a la falta de infraestructura para la prevención y control de la contaminación del agua, tanto por el limitado número de plantas de tratamiento que se encuentran en operación, así como por las bajas eficiencias logradas, ya que los procesos convencionales de tratamiento no han representado hasta el momento una respuesta adecuada a las necesidades de saneamiento de los cuerpos de agua del país, que permitan la reutilización y disponibilidad de este recurso en las condiciones más adecuadas (Ramos, et al., 1990; Ramos y Salazar, 1989).

En México se monitorea las aguas superficiales en lo que respecta a demanda de oxígeno bioquímico (DOB), coliformes fecales, nitrógeno, fósforo y otras sustancias. La DOB indica la cantidad de oxígeno consumido por microorganismos durante la descomposición de materia orgánica en el agua. A mayor DOB, más rápidamente se agota el oxígeno en la corriente de agua y mayor es la presión ambiental para las formas superiores de vida acuática. En 2006, 16 por ciento de los sitios monitoreados presentaban un promedio anual de DOB superior a 30 miligramos por litro, lo que representa una contaminación inaceptable de acuerdo con las normas mexicanas. Los coliformes fecales son bacterias alimentadas por residuos humanos o animales que sirven como indicadores de contaminación. En 2006, 58 por ciento de los sitios monitoreados en México registraron concentraciones anuales promedio superiores a los niveles aceptables para el agua potable. Y, como en el resto de América del Norte, los niveles de nitrógeno y fósforo en las aguas superficiales también son un problema para México: en la mayoría de los sitios monitoreados se detectaron niveles elevados de contaminantes con contenidos de ambas sustancias.

La contaminación y los contaminantes de las aguas superficiales también afectan los mantos acuíferos: contaminación de fuentes fijas (bacterias, sustancias orgánicas), contaminación de fuentes móviles como agricultura (nitratos y plaguicidas), contaminación industrial (metales pesados, compuestos orgánicos) y contaminantes presentes en la naturaleza, como el arsénico.

El agotamiento de las aguas subterráneas puede provocar grietas, fisuras y fracturas por el hundimiento del suelo, lo que permite la introducción de contaminantes a acuíferos de mayor profundidad. La intrusión de agua salina en los mantos acuíferos costeros constituye un problema en las regiones del golfo de México y el golfo de California, y la zona costera que limita con el Pacífico, ya que el agua salada desplaza el

agua dulce de los mantos acuíferos. Ante la falta de estudios o fuentes de información integrales en materia de aguas subterráneas, se desconocen los patrones o tendencias regionales de la calidad de los acuíferos de América del Norte.

3.3. Geoquímica de los elementos

Dokuchaev estableció de manera sólida que los suelos se desarrollan como resultado de la interacción de cinco factores: material madre, clima, organismos, topografía y tiempo. Los primeros cuatro son factores tangibles que interactúan en el tiempo para crear cierto número de procesos específicos que conducen a la diferencia de horizontes y a la formación de suelo. Algunos investigadores, en particular Jenny (1941), han tratado de demostrar, en forma convincente, que estos factores son variables independientes; esto es, que cada uno de ellos puede cambiar y variar de un lugar a otro sin influencia de ninguno de los otros. Solo el tiempo puede considerarse como una variable independiente; los cuatro dependen en mayor o menor grado uno de otro, del suelo mismo o de algún factor.

Se han hecho muchos intentos para demostrar que alguno de los factores son más importantes que otros y, por tanto, desempeñan un papel principal en la formación de suelos. Estos esfuerzos en realidad no son muy realistas ya que cada factor es absolutamente esencial y ninguno de ellos puede considerarse más importante que otro, pero localmente un factor puede ejercer una influencia mucho más fuerte

En la Tabla 1 se enumeran algunos tipos de rocas más comunes, así como su composición mineralógica y química. Después se muestran en la Tabla 2 que contiene una lista de los materiales más abundantes y extendidos que se encuentran en los materiales maternos de los suelos, sus fórmulas y su frecuencia aproximada. En ese contexto, parece más apropiado dar la fórmula empírica de la mayoría de los minerales, más bien que las fórmulas de las células unitarias que pueden encontrarse en Deer y Cols (1966). Además, en la Tabla 3 se presenta la composición química de los principales minerales. Esos tres grupos de datos comprenden las propiedades significativas de una amplia gama de materiales que forman el material original de los suelos, de los cuales el cuarzo, los feldespatos y los silicatos laminares son los principales constituyentes. También muestran que en los materiales maternos de los suelos se encuentran en abundancia relativamente pocos elementos.

Tabla 1. Composición Química de algunas rocas comunes.

Tipo de roca	Composición (%)											
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	FeO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO	H ₂ O
Basalto Labradorita, augita, y pseudomorfos en clorita goethita después de olivina y minerales opacos. (Guppy y Sabine, 1956)	53	18	5	2	4	7	4	2	1	<1	<1	2
Diorita Hornblenda, biotita, titanita, oligoclasa, cuarzo y minerales opacos (Guppy y Sabine, 1956)	58	17	3	4	3	5	4	3	2	1	<1	1
Granito Granito gris de grano fino, compuesto de cuarzo, microclina, oligoclasa, biotita, moscovita, minerales accesorios, apatita y minerales opacos. (Guppy y Sabine, 1956)	76	13	<1	1	<1	<1	3	5	<1	<1	<1	1
Mica-esquistos granatíferos Moscovita, biotita, clorita, granate, cuarzo y oligoclasa, mineral de hierro y apatita. (Guppy y Sabine, 1956)	58	19	1	7	2	2	2	4	1	<1	<1	2
Caliza	1	<0.1	0	0.1	<1	55 ⁺	<0.1	<1	0	<0.1	0	<0.1
Pizarra Cuarzo, clorita, moscovita, apatita, turmalina y minerales opacos (Guppy y Sabine, 1956)	57	20	10*		3	1	3	3	1	<1	0	0

*Hierro total calculado Fe₂O₃ + CO₂ = 43%

Tabla 2. Minerales formadores de suelo

Estructura cristalina	Mineral	Fórmula	Frecuencia
Ortosilicatos y silicatos de anillo	Andalusita	$Al_2O_3 \cdot SiO_2$	Raro
	+ kyanita	$Al_2O_3 \cdot SiO_2$	Raro
	Silimanita	$Al_2O_3 \cdot SiO_2$	Raro
	<i>Grupo epidota</i>		
	Zoisita	$4CaO \cdot 3Al_2O_3 \cdot 6SiO_2 \cdot H_2O$	Raro
	Clinozoisita	$4CaO \cdot 3Al_2O_3 \cdot 6SiO_2 \cdot H_2O$	Raro
	Epidota	$4CaO \cdot 3(Al, Fe)_2O_3 \cdot 6SiO_2 \cdot H_2O$	Raro-frecuente
	<i>Grupo granate</i>		
	+Almandita	$Fe_2Al_2Si_3O_{12}$	Raro-frecuente
	<i>Grupo olivino</i>		
	Olivino	$2(Mg, Fe)O \cdot SiO_2$	Raro-frecuente
	+Titanita	$CaO \cdot SiO \cdot TiO$	Raro
	+Turmalina	$Na_2O \cdot 8FeO \cdot 8Al_2O_3 \cdot 4B_2O_3 \cdot 16SiO_2 \cdot 5H_2O$	Raro
	+Zircón	$ZrO_2 \cdot SiO_2$	Raro
	<i>Grupo anfíbol</i>		
	Hornblenda	$Ca, Na_2(Mg, Fe)_8(Al, Fe)_4Si_{14}O_{44}(OH)_4$	Raro-frecuente
	Tremolita-	$2CaO \cdot 5(Mg, Fe)O \cdot 8SiO_2 \cdot H_2O$	Raro
	Ferroactinolita		
	<i>Grupo piroxeno</i>		
	Ensatita	$MgO \cdot SiO_2$	Ausente-común
Hiperestena	$(Mg, Fe)O \cdot SiO_2$	Ausente-común	
Diopisido	$CaO \cdot MgO \cdot 2SiO_2$	Ausente-raro	
Augita	$2CaO \cdot 2(mg, Fe)O \cdot (Al, Fe)_2O_3 \cdot 3SiO_2$	Ausente-común	
Silicatos laminares			Ausente-raro
	<i>Grupo serpentina</i>		
	<i>Grupo mica</i>	$Mg_2Si_3O_5(OH)_4$	Raro-común
	Moscovita (dioctaédrica)	$K_2Al_2Si_6Al_4O_{20}(OH)_4$	Raro-común
	biotita (trioctaédrica)	$K_2Al_2Si_6(Fe^{2+}, Mg)_6O_{20}(OH)_4$	
	<i>Minerales de arcilla</i>		
	Kaolinita	$Si_4Al_2O_{10}(OH)_8$	Ausente-dominante
	Mica	$K_1Al_4(Si, Al_1)O_{20}(OH)_4 \cdot nH_2O$	Ausente-dominante
	Montmorillonita	$Ca_{0.4}(Al_{0.3}, Si_{7.7})Al_{2.6}(Fe^{3+}_{0.9}, Mg_{0.5})O_{20}(OH)_4nH_2O$	Ausente-dominante
	Vermiculita (trioctaédrica)	$Ca_{0.55}(Al_{2.3}, Si_{5.7})(Al_{0.5}Fe^{3+}_{0.7}, Mg_{4.8})O_{20}(OH)_4nH_2O$	Ausente-dominante
	clorita (trioctaédrica)	$AlMg_5(OH)_{12}(Al_2Si_6)AlMg_5O_{20}(OH)_4$	Ausente-dominante
	Silicatos estructurales	<i>Grupo feldespato</i>	
Feldespato alcalino		$(Na, K)_2 \cdot Al_2O_3 \cdot 6SiO_2$	Raro-común
Plagioclasa		$Na_2O \cdot Al_2O_3 \cdot 6SiO_2 \cdot CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 2SiO_3$	Raro-común
Cuarzo		SiO_3	Frecuente-dominante

Continuación Tabla 2

Estructura cristalina	Mineral	Fórmula	Frecuencia
No-silicatos	<i>Óxidos</i>		Ausente-frecuente
	+Hematita	Fe ₂ O ₃	Ausente-raro*
	+Ilmetita	FeO · TiO ₂	Raro*
	+Rutilo	TiO ₂	Ausente-raro*
	+Anatasa	TiO ₂	Raro
	+Broquita	TiO ₂	Raro
	+Magnetita	Fe ₃ O ₄	
	<i>Hidroxodos</i>		Ausente-
	Gibbsita	Al(OH) ₃	dominante
	Bohemita	γAlO(OH)	Ausente-
	Goethita	αFeO-OH	dominante
	Lepidocrocita	γFeO-OH	Raro-común
			Ausente-raro
	<i>Sulfatos</i>		
	Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O	
	Jarosita	KFe ₃ (OH) ₆ (SO ₄) ₂	Ausente-común
			Ausente-raro
	<i>Cloruros</i>		
	Halita	NaCl	
			Ausente-común
	<i>Carbonatos</i>		
	Calcita	CaCO ₃	
	Dolomita	(Ca, Mg)CO ₃	Ausente-común
			Ausente-común
	<i>Fosfatos</i>		
	+Apatita	Ca ₄ (CaF or CaCl)(PO ₄) ₃	
			Raro*

*Usualmente presente

+minerales accesorios

Tabla 3. Composición Química de algunos minerales comunes.

Tipo de Material	Composición												
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	FeO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	H ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO	F	CO ₂
Apatita	-	-	<1	-	<1	56	-	<1	-	42	<1	4	-
Augita	47	3	1	20	7	17	<1	<1	1	-	1	-	-
Biotita	36	18	1	22	7	<1	9	4	2	-	<1	<1	-
Calcita	-	-	-	-	<1	56	-	-	-	-	-	-	44
Dolomita	-	-	-	<1	21	31	-	-	-	-	-	-	47
Hornblenda	45	11	3	13	10	12	1	2	1	-	<1	-	-
Hiperestena	50	1	2	28	16	1	<1	-	-	-	1	-	-
Moscovita	45	37	<1	<1	<1	-	10	5	<1	-	<1	1	-
Olivina	35	<1	<1	61	3	1	-	-	1	-	3	-	-
Fayalita	41	1	<1	4	54	-	-	<1	<1	-	<1	-	-
Forsterita													
Serpentina (crisotila)	43	1	1	1	41	<1	-	12	tr	<1	<1	-	-
Feldespato alcalino	65	20	<1	tr	tr	1	8	1	-	-	-	-	-
Ortoclasa													
Plagioclasa	53	30	1	-	-	12	<1	<1	tr	-	-	-	-
Labradorita													
Minerales de arcilla	44	36	1	<1	<1	<1	1	16	1	<1	-	-	-
Caolinita													
Montmorillonita	51	20	1	-	3	2	-	23	-	-	-	-	-

*tr = traza

Como lo señaló Clark (1924), los 10km superiores de la corteza terrestre están formados de manera predominante por O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, P, Mn, S, Cl y C, pero solo los primeros ocho elementos pasan del 1 por ciento. El oxígeno ocupa más del 90 por ciento en volumen, pero de ordinario se presenta en combinación con otros elementos, en particular el silicio, es el segundo de los elementos más frecuentes, formando cuarzo y ocurriendo también en las estructuras más complejas de silicatos. Así, la mayoría de los suelos están compuestos en forma predominante por sílice, ya sea como cuarzo o en forma combinada. El tercero de los elementos más frecuentes es el aluminio, que se encuentra principalmente en los feldespatos y en los silicatos laminares. Asimismo. El hierro tiene una distribución bastante amplia y se debe señalar que se encuentra en su estado ferrosos la forma principal en que se encuentra en cantidades grandes relativamente poco minerales, de las cuales la augita, biotita, hornblenda, hiperestena y algunas olivinas los principales contribuidores. El sodio y el potasio se presentan de modo principal en los feldespatos, pero en las micas también hay cantidades considerables de potasio. El calcio y el magnesio tienen una distribución amplia entre los silicatos, siendo también los cationes principales en muchos no-silicatos como la calcita y la dolomita, que son los minerales dominantes en las calizas. La distribución del fósforo es muy restringida y se presenta en proporciones significativas sólo en la apatita, que a su vez tiene una distribución bastante amplia, en cantidades pequeñas, en los materiales maternos, pero en los suelos el contenido total de ese mineral con rareza pasa del 0.2 por ciento. Los

microelementos necesarios para las plantas se presentan en cierto número de minerales, algunos de los cuales tienen una proporción relativa de uno o más elementos.

La mayoría de los silicatos son minerales primarios y se originan de rocas ígneas o metamórficas, pero los minerales de arcilla se forman dentro de los suelos o son heredados de materiales maternos tales como depósitos lacustres y esquistos. Como se observa en las Tablas 2 y 3 se presentan un gran número de minerales como zircón, magnetita, rutilo y titanita, a los que se les ha llamado minerales accesorios. Se presenta en los suelos sólo en pequeñas cantidades, pero son importantes por los microelementos con que contribuyen a la nutrición y en los estudios detallados de formación de suelos. Una característica de extrema importancia de los materiales maternos es su amplia variabilidad en composición en distancias cortas. Algunas rocas consolidadas, pero más especialmente los sedimentos, en unos cuantos centímetros pueden mostrar variaciones de tres a cuatro tantos en uno o más de sus constituyentes. Eso es más común en los minerales accesorios como el zircón.

3.3.1. El silicio en la corteza terrestre

El silicio solo es superado por el oxígeno en abundancia en la corteza terrestre. El enlace químico entre el silicio y el oxígeno es muy fuerte, y el ion Si^{4+} es el tamaño adecuado para encajar perfectamente dentro del espacio en el centro de un grupo de cuatro iones de oxígeno estrechamente empaquetados. El silicio situado de ese modo se dice que está coordinado tetraédricamente con respecto al oxígeno. El SiO_4^{4-} tetraedro es una unidad fundamental para edificar la mayoría de los minerales que forman las rocas ígneas y metamórficas y está presente de alguna forma en la mayoría de otras rocas y suelos, así como en el agua natural. El término "sílice", es decir, el óxido de SiO_2 , es ampliamente utilizado para referirse a silicio en el agua natural, pero se debe entender que la forma real es hidratado y por lo general se representa como H_4SiO_4 o $\text{Si}(\text{OH})_4$.

Hay seis patrones principales en las que los tetraedros SiO_4 se unieron para construir el marco de minerales de silicato.

Neosilicatos: son silicatos que no comparten oxígenos entre los tetraedros adyacentes, por lo que se dice que sus grupos tetraédricos son independientes o "aislados" los unos de los otros. En su composición química por tanto siempre aparece el grupo $(\text{SiO}_4)^{4-}$. Los tetraedros quedan unidos mediante enlaces iónicos entre los

oxígenos y los cationes disponibles en el medio, los cuales pueden ser de diferentes tamaños y cargas.

Sorosilicatos: son silicatos en los que hay pares de tetraedros unidos entre sí compartiendo oxígenos; las uniones entre estos pares se realiza mediante cationes.

Unidad estructural: $(\text{Si}_2\text{O}_7)^{6-}$. Fórmula general: (Si_2O_7) (SiO_4) o $\text{Si}(\text{OH})_4$.

Ciclosilicatos: son silicatos en los que todos los tetraedros de silicio están unidos entre sí formando un anillo cerrado de tres, cuatro o seis tetraedros.

Unidad estructural: $(\text{SiO}_3)^{2-}$. Fórmula general: $A_3B_2(\text{Si}_x\text{O}_{3x})$

Inosilicatos: son silicatos en los que los tetraedros de silicio están unidos entre sí formando una cadena que puede ser sencilla (inosilicatos tipo piroxeno) o doble (inosilicatos de tipo anfíbol). La unión entre cadenas se realiza mediante cationes de diferente carga.

Inosilicatos tipo piroxeno

Unidad estructural: $(\text{Si}_2\text{O}_6)^{4-}$. Fórmula general: $AB(\text{Si}_2\text{O}_6)$ donde: A, B=cationes grandes o pequeños (Ca^{2+} Na^+ , Fe^{3+} , Al^{3+} , Mg^{2+} y Mn^{3+}).

Inosilicatos de tipo anfíbol

Unidad estructural: $(\text{Si}_4\text{O}_{11})^{6-}$. Fórmula general: $AB [(\text{Si}_8\text{O}_{22})\text{O}(\text{OH})_2]$ donde: A, B=cationes grandes o pequeños (Ca^{2+} Na^+ , Fe^{3+} , Al^{3+} , Mg^{2+} y Mn^{3+}). OH= hidroxilos ocupando los huecos en las cadenas dobles.

Filosilicatos: En los filosilicatos las cadenas de inosilicatos se unen entre sí compartiendo oxígenos (no mediante cationes) de manera que los tetraedros forman una hoja o lámina (siloxano) en la que todas las cargas de los oxígenos están satisfechas. Las láminas se unen entre sí mediante cationes.

Sin embargo en los filosilicatos no todas las láminas están formadas por tetraedros de silicio (láminas de siloxano); en la estructura hay intercaladas láminas de octaedros formadas por 6 grupos de hidroxilos (OH)-y por cationes de Al^{3+} o de Mg^{2+} . En el primer caso las láminas son de gibsita (dioctaédricos), y en el segundo son de brucita.

Unidad estructural: $(\text{Si}_2\text{O}_5)^{2-}$

Tectosilicatos: en los tectosilicatos las láminas de siloxano se unen entre sí compartiendo oxígenos, de manera que no hay cationes enlazando tetraedros. Todos los enlaces son por ello de tipo oxígeno-silicio, los más estables de todos.

En algunos tectosilicatos puede ocurrir que haya sustituciones isomórficas de algún catión de Si^{4+} por un catión de Al^{3+} ; el déficit de carga positiva que esto supone tiene como consecuencia la entrada en la estructura de algún otro catión balanceador.

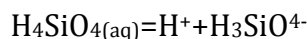
Según sea el tipo de catión entrante resultará la formación de nuevos minerales: el grupo de los feldespatos (ricos en K⁺) y el de las plagioclasas (ricas en Na⁺ y/o Ca²⁺).

Unidad estructural: (SiO₅)₂

Los silicatos (SiO₂) cristalinos como el cuarzo es un componente importante de las rocas ígneas y también constituye la mayor parte de los granos en las areniscas. El cuarzo es uno de los más resistentes de todos los minerales de la roca al ataque por la meteorización del agua. Las formas criptocristalinas y amorfas de silicio tales como cuarzo y ópalo son más solubles. Sin embargo parece probable, que la mayoría del silicio disuelto que se observa en los resultados de las agua naturales, es originalmente a partir de la descomposición química de minerales de silicato en los procesos de meteorización. Las cantidades de silicio que pueden ser retenidos en solución, probablemente sea influenciado por reacciones secundarias entre las sustancias liberadas cuando se destruyen las estructuras en silicatos.

Formas disueltas de silicio

En la mayoría de las aguas, es muy evidente que el silicio disuelto no se comporta como un ion cargado. Tampoco tiene el comportamiento típico de un coloide en la mayoría de las aguas. La disociación de ácido silícico, que tienen la fórmula Si (OH)₄ o H₄SiO₄, comienza con la reacción



3.3.2. El carbono en la corteza terrestre (alcalinidad)

Diferentes especies de soluto contribuyen a la alcalinidad del agua. Una declaración sin compromiso a menudo se hace al informar la alcalinidad en términos de una cantidad equivalente de carbonato de calcio. En la mayor parte del agua natural, la alcalinidad es prácticamente todo lo producido por el carbonato disuelto y los iones de bicarbonato. Una declaración más significativo y útil de la alcalinidad de tal agua se obtiene mediante la expresión de los resultados de la determinación de las concentraciones de bicarbonato y carbonato.

Fuentes de alcalinidad

El más común de los ácidos débiles en el agua natural, es el ácido carbónico, que se forma cuando se disuelve el dióxido de carbono. La adición de ácido (representado por H⁺) para soluciones que contienen carbonato o bicarbonato invierte estas

reacciones. Los iones de hidrógeno producidos por la disociación de las especies de dióxido de carbono disueltas son la fuente principal de la H^+ , que se escribe a menudo como un reactivo en ecuaciones que representan procesos de disolución de rocas minerales. Si las especies de dióxido de carbono disueltas son relativamente abundantes, ayudan a mantener el pH de la solución a un valor bastante constante, aunque el pH también está influenciado por muchas otras reacciones que implican sólidos, otros solutos, e H^+ .

Otros ácidos débiles que pueden contribuir a la alcalinidad calculada por mencionar algunas son: silícico, ácido fosfórico, y ácidos bóricos. En algunas aguas puede haber también una contribución a partir de ácidos orgánicos, una amplia variedad de materiales disueltos o suspendidos normalmente presentes sólo en cantidades traza. La contribución directa de hidróxido es determinable por el pH.

En los análisis de agua se debe recordar que en virtud de cualquier sistema de información donde se evaluó la alcalinidad, debe recordar que los efectos de todos los aniones que pueden reaccionar cuando se añade ácido fuerte se agrupan, se indicará con una cantidad equivalente de una sola sustancia o en términos de postulados iónicas. Por lo tanto, aunque los valores de alcalinidad se interpretan generalmente en términos de concentraciones específicas de iones bicarbonato y carbonato, la determinación es indirecta, y la especie iónica presente real puede no ser exactamente lo que en los análisis reporta. Las desviaciones más comunes, son probablemente en las aguas subterráneas altamente alcalinas. La determinación de la alcalinidad está fuertemente influenciada por silicatos y las concentraciones reales de carbonato y bicarbonato son sustancialmente menores que los informes de análisis.

Presencia y determinación de alcalinidad

El pH de un agua indica directamente las proporciones de ciertas especies iónicas. El mayor equilibrio entre las especies de dióxido de carbono disueltas, iones de hidrógeno e hidróxido. Los equilibrios están representados gráficamente por un diagrama de distribución de las especies, la Figura 1. Este diagrama muestra los porcentajes de las actividades del ácido carbónico no disociado y de iones de bicarbonato y carbonato en el total de las especies disueltas de dióxido de carbono como una función del pH. Actividades de las especies disueltas están en moles por litro y condiciones estándar de 25 °C y 1 atmósfera de presión se especifican. Las intersecciones de las fronteras con la red de pH se muestran los porcentajes de las especies presentes. Por ejemplo, a un pH de 7,0, aproximadamente el 18 por ciento del total es H_2CO_3 y 82 por ciento es HCO_3^- .

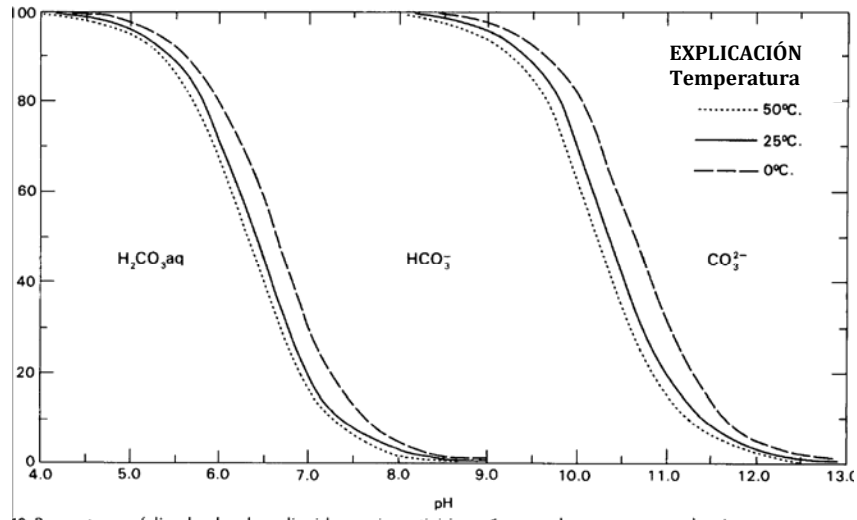


Figura 1 Porcentajes de las especies de dióxido de carbono totales disueltas en solución como una función del pH, 25°C presión 1 atm.

3.3.3. El fósforo en la corteza terrestre

La forma en la que es probable que estén presentes en el agua natural el fósforo es algo incierta, pero las especies más probables parece ser los aniones fosfato, los complejos con iones metálicos, y partículas coloidales. El fósforo más frecuentemente es reportado en términos de una cantidad equivalente como ortofosfato (PO_4^{3-}). Igual que el nitrógeno, una amplia gama de estados de oxidación es posible para el fósforo, pero no hay una fuerte semejanza aparente en el comportamiento químico acuoso entre los dos elementos. El estado de oxidación más común en los sistemas naturales es probablemente P^{5+} . Tanto el fósforo y el nitrógeno son nutrientes esenciales para el crecimiento vegetal. Las concentraciones de fosfato normalmente presentes en aguas naturales son mucho menores que el nitrato.

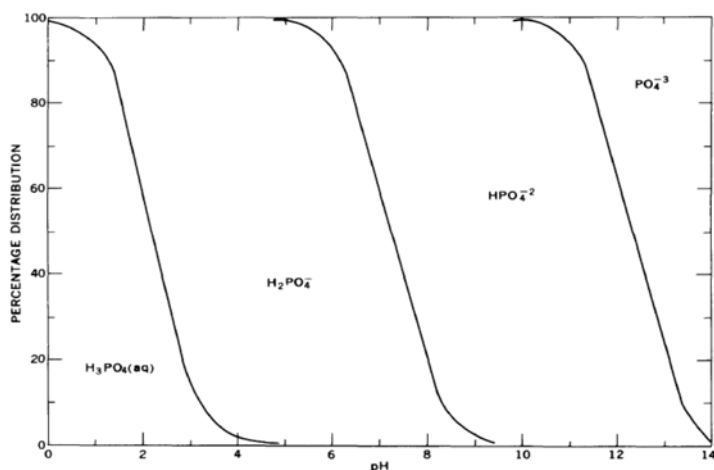
Fuentes de fosfato

En las rocas donde el fósforo es el mineral más común y un componente importante en la apatita, el nombre más común con el que se le llama es el de ortofosofatos. Estos minerales son generales en las roca ígnea y en los sedimentos marinos. Cuando la apatita es intemperizada por agua, las especies de fósforo que se libera probablemente recombinan en lugar rápidamente para formar otros minerales o son adsorbidos por sedimentos hidrolizados, especialmente minerales de arcilla, en el suelo. Las fuentes de contaminación más importantes por ortofosfatos en las aguas superficiales, es debido a la contaminación de las actividades cotidianas del hombre. Los fertilizantes de fosfato se fabrican en localidades cercanas a donde se encuentra la

roca fosfórica de soporte y se pueda expropiar. Los residuos de estos procesos son importantes fuentes de fosfato en agua, también las aplicaciones de los fertilizantes de fosfato, especialmente donde se practica el riego, son una fuente de fosfato en el agua de drenaje, pero no hay datos concretos que demuestren esto. El fósforo es un componente de las aguas residuales, como también es esencial en el metabolismo, y siempre está presente en los desechos de los animales.

En los últimos años, el uso de fosfato de sodio en la fabricación de detergentes en el hogar, ha aumentado en gran medida la producción de fosfato por las plantas de aguas residuales y eliminación de desperdicios.

El ion ortofosfato (PO_4^{3-}) es el producto final de disociación de ácido fosfórico, H_3PO_4 . La disociación del ácido se produce en pasos, y cuatro especies de soluto son posibles: $\text{H}_3\text{PO}_4(\text{aq})$, H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , y PO_4^{3-} . La figura 2 es un diagrama de distribución de especies que muestra las proporciones de la actividad total de fósforo presente entre los $\text{pH} = 0$ a $\text{pH} = 14$. Para las soluciones de fuerza iónica baja, en general, los que tienen menos de 1.000 mg/L de sólidos disueltos, el diagrama se puede utilizar para dar una estimación razonable de la proporción de fosfato total que se le puede asignar a las distintas especies cuando se conoce el pH. En el agua natural cuyo pH es 7.21, las actividades de fosfato estarían divididos en partes iguales entre H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} . En el proceso de titulación de la alcalinidad en tales aguas, todo el HPO_4^{2-} se convertirá en H_2PO_4^- , y la fracción aparecería en el valor de la alcalinidad como una cantidad



equivalente de bicarbonato.

Figura 2 Porcentajes de las especies de fosfato disueltos totales en solución como una función del pH, 25°C; presión 1 atm.

Los escasos datos disponibles, sugieren que el contenido de fosfato en el agua natural no suelen tener restricciones por precipitación de un compuesto inorgánico escasamente soluble. Es más probable que la utilización de fósforo por la vegetación acuática y tal vez la adsorción de iones fosfato por óxidos metálicos, especialmente hidróxido férrico, son los principales factores que impiden que las concentraciones más grandes que unas décimas o centésimas de miligramo por litro puedan estar presente en solución en la mayoría de las aguas.

3.3.4. El azufre en la corteza terrestre

La oxidación del azufre en agua generalmente es total (S^{6-}) formando su estado complejo con el oxígeno que es el anión sulfato SO_4^{2-} . La forma reducida S^{2-} se encuentra a veces como el ion SH^- o como disuelto H_2S no disociadas. Los cambios de oxidado a especies reducidas o viceversa a menudo se asocia con los procesos bioquímicos y en realidad, algunas reacciones de azufre tales como la reducción de sulfato difícilmente pueden tener lugar en los sistemas naturales al menos que ciertas especies de bacterias, junto con un alimento adecuado o suministro de energía, esten presentes. Mezclas de azufre libre a veces se producen en la oxidación de sulfuros, y varias especies de polisulfuro se producen de forma natural en forma de sólidos, siendo la más común la pirita, FeS_2 , donde el azufre está presente como S^{2-} .

La Figura 3 tiene valor para indicar las condiciones de los límites y las características generales de la química de las especies de azufre.

Los sulfatos se encuentran en ciertos minerales de las rocas ígneas del grupo feldespatos, pero las concentraciones más grandes e importantes se encuentran en los sedimentos evaporíticos. El sulfato de calcio en forma de yeso, $CaSO_4 \cdot 2H_2O$, o como la anhidrita, que no contiene agua de cristalización, constituye una parte importante de muchas secuencias de las rocas evaporíticas. El Sulfato de bario y estroncio son menos solubles que el sulfato de calcio, pero son relativamente raros. El sulfato de sodio se produce en algunas cuencas cerradas.

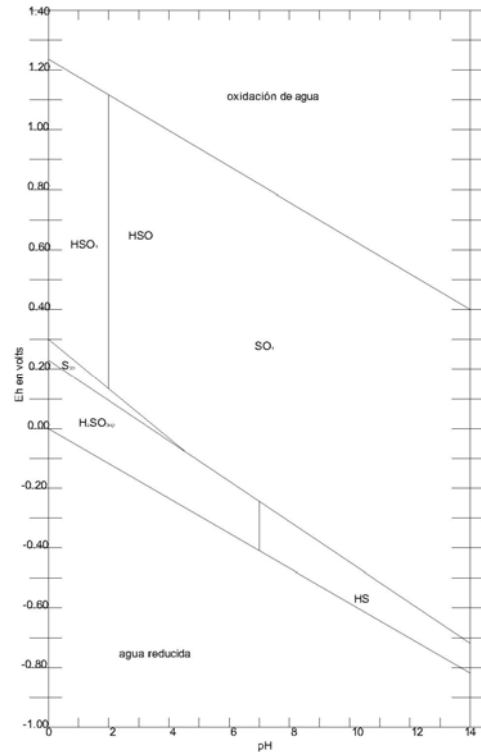


Figura 3 Campos de dominancia de las especies de azufre en el equilibrio a 25°C ; presión 1 atm. actividad azufre disueltos totales, 25°C ; presión 1 atm. (actividad total de azufre 96 mgL⁻¹ disuelto como SO₄²⁻)

Formas de sulfato disuelto

El intervalos de la disociación del ácido sulfúrico no es completa en pH más bajo que del agua natural, y en algunas aguas ácidas del ion bisulfato HSO₄⁻ constituye una parte considerable de la concentración totales de sulfato. Como se ha indicado en la Figura 3, los iones HSO₄⁻ predomina a pH bajos de aproximadamente 1.90. A un pH de 2.90 aproximadamente el 10 por ciento del total de sulfato estaría en esa forma, y a un pH de 3.9 sólo 1 por ciento. Por lo tanto, por encima de un pH de 3.9, la contribución de HSO₄⁻ será insignificante. El cálculo exacto de la concentración de HSO₄⁻, se puede hacer si el pH, sulfato total y la fuerza iónica de la solución son conocidos (Hem, 1960).

El sulfato es un ion complejo, pero muestra una fuerte tendencia a formar especies más complejas. El más importante de ellos en la química del agua natural son las asociaciones del tipo NaSO₄⁻ y CaSO₄⁰. Estos generalmente se conocen como "pares de iones," y como sulfato de aumento de las concentraciones, una proporción creciente de la solución se convierte en sulfato unido de esta manera. Los datos termodinámicos de los pares de iones de sulfato dadas por Sillen y Martell (1964) muestran que los más fuertes se forman con cationes divalentes o trivalentes. El sulfato de magnesio y

sulfato de sodio son altamente solubles, y las aguas que contienen grandes cantidades de estos componentes con poco calcio pueden alcanzar concentraciones de sulfato en exceso de 100 000 mg/L.

3.3.5. El calcio en la corteza terrestre

En aguas naturales el calcio, es el principal catión. Este elemento está muy ampliamente distribuido en los minerales más comunes de las rocas y el suelo. Los controles químicos en la ocurrencia de calcio en agua son quizás más simples que los controles de los elementos más polivalentes, pero son lo suficientemente complejos para proporcionar una amplia serie de problemas para la investigación futura.

Fuentes de calcio

El calcio es un constituyente esencial de muchos minerales de las rocas ígneas, especialmente de los silicatos de cadena, piroxenos, anfíboles y los feldespatos. Los minerales del grupo de feldespato la plagioclasa, representa mezclas en diferentes proporciones de los miembros finales albita (plagioclasa de sodio), $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ y anortita (plagioclasa de calcio), $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$. El calcio también se produce en otros minerales de silicato que son producto del metamorfismo de estos. Por lo tanto el calcio, se puede encontrar en agua que estuvo en contacto con rocas ígneas y metamórficas. La concentración en general son bajas, sin embargo, principalmente debido a que la tasa de descomposición de la mayoría de los minerales de las rocas ígneas es lento.

Las formas más comunes de calcio en rocas sedimentarias son los carbonatos. Las dos formas cristalinas, calcita, aragonita, ambas tienen la fórmula CaCO_3 , y la dolomita mineral pueden ser representada como $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. La piedra caliza está compuesta principalmente de calcita con aditivos de magnesio y otras impurezas. Una roca se denomina comúnmente dolomita si el magnesio está presente en cantidades que se aproximan a la relación teórica 1:1 mol con calcio. Otros minerales de calcio comunes en los sedimentos incluyen los sulfatos, yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y anhidrita (CaSO_4), y el fluoruro, fluorita (CaF_2). El calcio es también un componente de algunos tipos de zeolita y montmorillonita.

En la arenisca y otras rocas detrítica, carbonato de calcio está presente comúnmente como un cementante entre las partículas o un relleno parcial de los intersticios. El calcio también está presente en la forma de iones adsorbidos sobre superficies minerales cargados negativamente en los suelos y en las rocas.

3.3.6. El potasio en la corteza terrestre

El potasio es menos común que el sodio en rocas ígneas, pero es el más abundante en todas las rocas sedimentarias. En el mar, la concentración de potasio es completamente sustancial pero mucho menor que la de sodio. Estas cifras indican el comportamiento tan diferente de estos dos metales alcalinos en los sistemas naturales. El potasio es liberado con dificultad de los minerales de silicato y presenta una fuerte tendencia a ser reincorporado a productos de la meteorización sólidos, especialmente en ciertos minerales de arcilla, contrariamente al sodio.

Fuentes de potasio

Los principales minerales de potasio de rocas de silicato son los feldespatos, ortoclasa y microclina ($KAlSi_3O_8$), las micas y el feldespatoide leucita ($KAlSi_2O_6$). Los feldespatos de potasio son muy resistentes al Intemperismo ocasionado por el agua, pero probablemente son modificados por el silicio, las arcilla, y los iones de potasio por el mismo proceso que el resto de los feldespatos, pero más lentamente.

Normalmente el potasio está presente en los sedimentos de feldespatos naturales, partículas de mica, illita o en otras arcillas minerales. Las rocas evaporitas localmente incluyen camas de sales de potasio y constituyen una fuente de las altas concentraciones de potasio en salmueras.

Ocurrencia de potasio en el agua

En los terrenos geológicos a pesar que el contenido de potasio de las rocas se debe en gran medida al exceso del contenido de sodio, esto es inusual, pero hay pocas aguas dulces en los que la concentración de potasio es casi igual o incluso supera la concentración de sodio.

En las aguas más diluidas, donde el contenido de sodio por debajo de 10 mg/L, la concentración de potasio pueda ser la mitad o la décima parte que del sodio. Sin embargo las concentraciones de potasio más de unas pocas decenas de miligramos por litro, son decididamente inusuales excepto en agua con muy altas concentraciones de sólidos disueltos o en el agua de manantiales calientes. La concentración más baja de potasio se observa en las aguas naturales.

El ion de potasio es sustancialmente más grande que el ion sodio, y que normalmente se espera que sea adsorbido menos fuertemente que sodio en reacciones de intercambio iónico. Sin embargo, en la realidad, el potasio es incorporado en una manera especial en algunas estructuras de arcilla mineral. En illita, los iones de potasio se incorporan en los espacios entre capas de cristal en los que no se pueden extraer por otras reacciones de intercambio iónico (Buckman y Brady, 1960).

3.3.7. El magnesio en la corteza terrestre

Los químicos del agua a menudo tienen una tendencia a pensar que el comportamiento del magnesio es muy similar al del calcio, tal vez porque los dos elementos son las principales causas de la dureza. El comportamiento geoquímico de magnesio, es sustancialmente diferente al del calcio. Los iones de magnesio son más pequeños que los iones de sodio o de calcio, por lo tanto, tienen una densidad de carga más fuerte y una mayor atracción por las moléculas de agua. En solución con agua, el ion de magnesio probablemente está rodeado por seis moléculas de agua en una disposición octaédrica, similar a la descrita para el aluminio (Figura 4.)

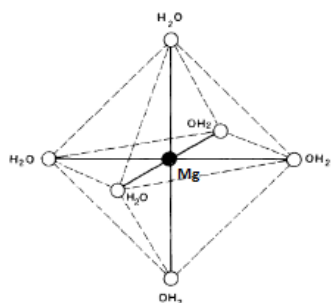


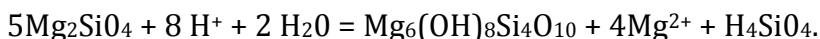
Figura 4 Capa hidratada de los iones de magnesio

La capa de hidratación de los iones de magnesio no está tan fuertemente unida como en los iones de aluminio, pero el efecto de la hidratación es mucho mayor para los iones de magnesio que para los más grandes iones de calcio y de sodio. La tendencia para compuestos de magnesio cristalinos para contener agua o hidróxido está probablemente relacionado con esta tendencia de hidratación.

Fuentes de magnesio

En las rocas ígneas, el magnesio es típicamente un constituyente de color oscuro del mineral ferromagnesita. Esto incluye olivino, piroxenos, anfíboles, y micas de color oscuro, además de diversas especies menos comunes. En rocas alteradas, se producen especies minerales magnesianas como clorita, montmorillonita y serpentina. Formas sedimentarias de magnesio incluyen carbonatos tales como magnesita y la hidromagnesita, el hidróxido de brucita, y mezclas de magnesio con carbonato de calcio. La dolomita tiene una estructura cristalina definida en la que están presentes en cantidades iguales de calcio y magnesio.

La alteración del olivino magnésico (forsterita) al serpentín puede ser escrito como:



Esto es algo análogo a las reacciones mostradas anteriormente para erosión de los feldespatos y se produce un producto de alteración sólida, serpentina. Al igual que para la alteración de otros silicatos, no es reversible y no puede ser tratado como un equilibrio químico.

Forma de magnesio disuelto

El ion de magnesio (Mg^{2+}), es normalmente la forma predominante de magnesio en solución en el agua natural. Este ion es hidratado y podría ser representado como $\text{Mg}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$. Los datos dados por Sillen y Martell (1964) muestran que el complejo MgOH^+ no será significativo por debajo de un pH de aproximadamente 10. El par iónico $\text{MgSO}_4(\text{aq})$ tiene cerca de la misma estabilidad que la especie $\text{CaSO}_4(\text{ac})$, y los complejos de magnesio con carbonato o bicarbonato tienen aproximadamente la misma estabilidad como las especies similares del calcio. El par de iones sulfato y el par de iones bicarbonato no será significativo a menos que la solución contenga más de 1000mgL^{-1} de sulfato o bicarbonato.

3.3.8. El sodio en la corteza terrestre

El sodio es el miembro más abundante del grupo de los metales alcalinos. Los otros miembros presentes en la naturaleza de este grupo son el litio, potasio, rubidio, y cesio. En las rocas ígneas, el sodio es sólo ligeramente más abundante que el potasio, pero en los sedimentos, el sodio es mucho menos abundante. Las cantidades de sodio, que se encuentran en los sedimentos de evaporitas y en disolución en el océano son una parte importante del total.

Cuando el sodio se ha puesto en solución, tiende a permanecer en esas condiciones. No hay reacciones de precipitación importante que puede mantener bajas las concentraciones de sodio en el agua, las concentraciones de calcio son controladas por la precipitación de los carbonatos de calcio. Se retiene sodio por adsorción sobre superficies minerales, especialmente por los minerales con capacidades de intercambio catiónico alto, tales como las arcillas.

Fuentes de sodio

De acuerdo con la estimación de Clarke (1924), alrededor del 60 por ciento de las rocas ígneas en la corteza exterior de la Tierra se compone de feldespatos. Los feldespatos son tectosilicatos, con un poco de aluminio sustituido por sílice y con otros cationes compensando las deficiencias de cargas positivas. Los feldespatos comunes son ortoclasa, $KAlSi_3O_8$, y plagioclasa, que tiene una composición que van desde la forma pura de sodio albita, al calcio puro en forma de anortita.

Los feldespatos potásicos son muy resistente al intemperismo químico, sin embargo, las especies que contienen sodio y calcio son más susceptibles al intemperismo, debido a esto producen un catión metálico y silicio en la solución para formar una arcilla mineral con la parte del aluminio y el silicio inicial. La caolinita, illita y montmorillonita son muestras del producto de las reacciones anteriores y otras arcillas pueden ser formadas de igual forma. Feth, Roberson y Polzer (1964), en estudios de agua en el Sierra Nevada de California y Nevada, se ha encontrado que, en general los iones de calcio y de sodio son los más importantes en el agua de manantiales y que estos tienden a reflejar la abundancia de los iones en el tipo de roca y la velocidad a la que fueron intemperizados los minerales.

En los sedimentos resistentes, el sodio puede estar presente en granos minerales inalterados como una impureza en el material de cementación o en forma de cristales de sales de sodio fácilmente solubles depositados en los sedimentos o dejados en ellos por el agua salina que entró en algún momento posterior. Las sales solubles entran en solución fácilmente y por lo general con bastante rapidez retirando los sedimentos de grano grueso después de los cambios ambientales, tales como una elevación de la superficie de la tierra o la disminución del nivel de mar, imponiendo un régimen de lixiviación de agua dulce. Durante las primeras etapas del proceso de lixiviación, el agua que sale de la formación puede tener altas concentraciones de sodio en solución.

Formas disueltas y su solubilidad

El bicarbonato de sodio es una de las sales menos solubles. A temperatura ambiente normal, sin embargo, una solución pura de esta sal puede contener hasta aproximadamente 15000 mgL^{-1} de sodio. En el agua natural, las condiciones requeridas para la precipitación del bicarbonato de sodio puro es poco probable que se pueda alcanzar, aunque el agua en algunas cuencas cerradas puede alcanzar altas concentraciones de carbonato y bicarbonato, y dejar un residuo de las formas sólidas de carbonato de sodio. El carbonato es un poco más soluble que el bicarbonato de sodio.

Un límite de la solubilidad para concentraciones altas de sodio es ejercida por la separación de cloruro de sodio sólido, o halita. Cuando se satura con respecto a la halita, una solución podría tener hasta 150000 mgL⁻¹ de sodio y aproximadamente 230000 mgL⁻¹ de cloruro, pero estas concentraciones tan altas rara vez se alcanza en ambientes naturales.

Debido a las altas concentraciones de sodio que se pueden tener antes de que se forme un precipitado, el contenido de sodio en aguas naturales tienen una gama muy amplia, desde 1 mgL⁻¹ en el agua de lluvia y diluido en el flujo de escorrentías de alta precipitación hasta los niveles más altos que se encuentran en las salmueras de cuencas cerradas, donde puedan estar presentes más de 100000 mgL⁻¹ de sodio. El sodio de las aguas diluidas donde las concentraciones de sólidos totales son por debajo de 1,000 mgL⁻¹ es generalmente en la forma del ion Na⁺. Sin embargo, en soluciones más concentradas, una variedad de iones complejos y pares de iones es posible. Especies para las cuales las constantes de estabilidad se dan por Sillen y Martell (1964.) incluyen Na₂CO₃, NaHCO_{3(aq)} y Na₂SO₄.

Ocurrencia de sodio en agua

El agua expuesta a las rocas evaporitas puede alcanzar altas concentraciones de sodio como resultado del contacto con halita. La reutilización del agua en la superficies de regadío hacen que el efluente final por debajo de la superficie de regadío puede ser muy altos en sodio disuelto.

El potasio es comúnmente se agrupa con el sodio en el cálculo, y el valor es reportado como "Sodio más potasio", o "sodio".

3.3.9. El cloro en la corteza terrestre

El gas de cloro se disuelve fácilmente en agua, formando hipoclorito (ClO⁻). Las especies con estados de oxidación más altos del cloro, son perclorato, ClO₄⁻, es bien conocidos en el que el número de oxidación de cloro es +7. El cloro es ampliamente utilizado en el tratamiento del agua como un desinfectante o biosida. Las cantidades utilizadas en los suministros públicos de agua potable, son tales que la mayoría de los microorganismos desactiva su actividad al reaccionar con el cloro, y unas pocas décimas de miligramo por litro del cloro sin reaccionar o residual, se quedan en todo el sistema de distribución de agua. Las que se forman en su estado de oxidación del cloro, son relativamente estables, y por ello no se encuentran en cantidades significativas en ninguno agua natural.

Fuentes de cloruro

El cloruro está presente en los diversos tipos de rocas, en concentraciones más bajas que cualquiera de los otros constituyentes principales del agua natural. Entre los minerales que aportan cloro se encuentran en las rocas ígneas que son los feldespatos de sodalita, $\text{Na}_8[\text{Cl}_2(\text{AlSiO}_4)_6]$, y el mineral de fosfato, en la apatita.

Las altas concentraciones de cloro se le atribuyen a la desinfección de las aguas potables, por lo cual se debe concluir que las rocas ígneas, por lo menos las disponibles en la geoquímica de muestreo y su análisis, no puede producir altas concentraciones de cloruro que pueda circular normalmente en el agua natural. Debemos considerar que las fuentes más importantes se asocian con rocas sedimentarias, en particular las evaporitas.

Más de tres cuartas partes de la cantidad total de cloro se sabe que está presente en la corteza de la tierra a una profundidad de 16 kilómetros, y en la hidrosfera está disuelto en los océanos. Este hecho bastante sorprendente es en primer lugar un resultado del comportamiento químico característico de los iones de cloruro. El cloro se ha utilizado como una clave para ciertas características de la historia geoquímica de la tierra. La literatura contiene numerosos artículos que especulan sobre la manera en que el cloruro llegó al océano, y en la mayoría de estos documentos es que, debido a su volatilidad, el cloro elemental de la tierra se separó de las rocas de la corteza en una etapa temprana.

Presencia y química de cloruro en el agua

El comportamiento químico de cloruro en el agua natural es muy ductil y suave en comparación con el resto de los iones principales. Los iones cloruro no entran de manera significativa en las reacciones de oxidación o reducción, no forman complejos de soluto importantes con otros iones, no forman sales de baja solubilidad, no se adsorben de manera significativa en las superficies minerales, y juega algunos papeles bioquímicos vitales. La circulación de iones cloruro en el ciclo hidrológico es en gran parte a través de procesos físicos.

El cloruro está presente en todas las aguas naturales, principalmente todas las concentraciones son bajas. En la mayoría de las corrientes superficiales, las concentraciones de cloruro son más bajas que los de sulfato o bicarbonato. Las excepciones se producen cuando los arroyos reciben entradas altas de cloruro por el agua subterránea, de desechos industriales o se ven afectados por las mareas oceánicas. Al parecer, la falta de complicaciones en el comportamiento químico, de la

circulación de cloruro en el agua natural puede ser bastante completo y simple de explicar.

El agua de lluvia cerca del océano contiene habitualmente de 1.0 mgL^{-1} a varias decenas de miligramos por litro de cloruro, pero las concentraciones observadas generalmente disminuyen rápidamente en una dirección hacia dentro del continente. Si estas cifras dan una base completamente fiable para calcular el flujo total hacia la tierra de cloruro durante un año dado podría ser cuestionado. Las masas de aire que contiene partículas de cloruro de sodio se pueden mover hacia el interior y el abandono de sal por mecanismos distintos de lavado de las lluvias. Eriksson (1960) y otros investigadores han mencionado los efectos de la precipitación directa y la interceptación de cloruro de sodio en el aire por la vegetación. La mayoría de los geoquímicos que han discutido este tema en los últimos años han supuesto que todo el cloruro en el agua de río que llega al mar proviene de la lluvia u otras formas de precipitación y por lo tanto es cíclico, es decir, que representa cloruro reciclado del océano.

La suposición de que la mayor parte del cloruro que se encuentra en el océano fue expulsado de rocas cerca de la superficie en tiempos geológicos pasados por algún proceso natural, sin duda este proceso no puede haberse detenido por completo, y estudios cuidadosos podrían revelar los lugares donde, a pequeña escala, el proceso sigue siendo activo. La cantidad de cloruro de ganado por el océano cada año ahora podría ser tan pequeño en comparación con el total que ya está almacenada ahí y su efecto no es medible.

3.3.10. El boro en la corteza terrestre

A pesar de que es un constituyente menor de la mayor parte de las aguas naturales, una cantidad considerable de información existe en la concentración de boro en el agua natural. La mayoría de las determinaciones de este elemento se hicieron porque el boro es importante en la agricultura. Pequeñas cantidades son esenciales "para el crecimiento de las plantas. Concentraciones excesivas de boro en el suelo y en el agua de riego, son perjudiciales, y para algunas plantas las concentraciones muy bajas son tóxicas.

Fuentes de boro

El mineral más ampliamente distribuido de las rocas ígneas en la que el boro es un constituyente esencial es la turmalina. Este mineral es altamente resistente al intemperismo químico y puede aparecer en los sedimentos de este tipo, así como en roca ígnea originales. El mineral es normalmente un componente de rocas graníticas y pegmatitas. El boro, también puede estar presente como un componente secundario de la biotita y los anfíboles.

El boro es un elemento ligero y sus especies iónicas, y las especies en soluto tienden a ser un tanto inestable. El boro puede ser liberado en los gases volcánicos en la forma de ácido ortobórico, H_3BO_3 , o como halogenuros tales como BF_3 . El agua en las zonas volcánicas y el agua de muchas fuentes termales, pueden contener concentraciones considerables de boro. El agua del océano tiene 4.6 mgL^{-1} de boro, probablemente, sobre todo en forma de ácido bórico no disociado. Este compuesto tiene una presión de vapor apreciable a temperaturas ordinarias en la superficie de la tierra, y algunos compuestos del boro se vaporizan en el aire sobre el océano como resultado de este proceso (Gast y Thompson, 1959). El boro es un contribuyente a la capacidad de amortiguamiento del mar y algunas aguas naturales.

Química del boro en las agua natural

Especies de solutos complejos que contienen boro probablemente se producen en algunas aguas naturales, pero no parece que se han estudiado ampliamente. La colemanita, un borato de calcio con la fórmula $Ca_2B_6O_{17} \cdot 4H_2O$ y kernita, $Na_2B_4O_7 \cdot 4H_2O$, una forma parcialmente deshidratada de bórax, son comunes en los yacimientos de evaporíticos de boro del sureste de California y Nevada.

Schofield (1960) señaló el alto contenido de boro en agua de los manantiales termales atribuye el alto contenido de boro del agua en el distrito de Waikato de Nueva Zelanda a los efectos térmicos. Koga (1957) observó un alto contenido de boro en las aguas termales de Beppu, Japón. Estos investigadores sugieren que el boro en concentraciones de unas pocas décimas de miligramo por litro se pueden esperar en un buen número de tipos de aguas superficiales y subterráneas.

3.3.11. Los nitratos en la corteza terrestre

Pequeñas cantidades de nitrógeno están presentes en las rocas, pero este elemento es concentrado en mayor medida en el suelo o materia orgánica. Una considerable parte del nitrógeno total de la tierra está presente como nitrógeno gas en la atmósfera. El

nitrógeno puede ocurrir en todos los estados de oxidación que van desde -3 a +5, aunque no todos estos están representados por las especies que son importantes en el agua natural. En el amoníaco (NH_3), su estado de oxidación es N^3^- , y las formas acuosas incluyen NH_4^+ y $\text{NH}_4\text{OH}_{(\text{aq})}$. El nitrógeno en formas tales como proteína o de aminoácidos puede ocurrir en agua que contiene residuos orgánicos. La urea, NH_2CONH_2 , es un componente común de los desechos nitrogenados que contienen el grupo NH_2 o amino. Hidroxilamina, NH_2OH , contiene nitrógeno en el estado de oxidación -1. En la oxidación, las especies de nitrógeno reducido se puede convertir en gas N_2 , o nitrito NO_2^- en los que el nitrógeno está en el estado N^3^+ , y finalmente a nitrato (NO_3^-) donde el nitrógeno está en el forma de N^5^+ .

Fuentes de nitrato en el agua

El nitrógeno en forma de nitrato disuelto es un nutriente importante para la vegetación, y es esencial para toda la vida. Ciertas especies de bacterias en el suelo, especialmente los que viven en las raíces de las leguminosas y en las algas verde-azules, y otras microbiotas presentes en el agua, puede extraer nitrógeno del aire y convertirlo en nitrato. El nitrato en el suelo que es utilizado por las plantas se regresa parcialmente al suelo cuando las plantas mueren, aunque algunos nitratos se pierden en el ciclo de drenaje y escurrimiento y aparecen en agua del río. El nitrato en el suelo se incrementa artificialmente por el hombre cuando se utilizan fertilizantes de nitrato. A pesar del gran incremento en el uso de tales fertilizantes en los últimos años, los registros de composición del agua de río no muestran ninguna incremento en la concentración de nitratos en el escurrimiento (McCarty y otros, 1967).

Los animales de granja producen cantidades considerables de residuos orgánicos nitrogenados que tiende a concentrarse en lugares donde un gran número de animales son confinados. La presencia de altas concentraciones de nitratos en el agua subterránea poco profunda en ciertas áreas en Kansas se le han atribuido a lixiviaciones de corrales de ganado por precipitación (Berry, 1952).

Especies nitrógeno reducido

Las fuentes de formas reducidas de nitrógeno en el agua natural, presumiblemente son similares a las fuentes de nitrato, y el estado de oxidación del nitrógeno probablemente es controlado por procesos bioquímicos. Aunque en formas reducidas normalmente se transforman en nitrato en la mayoría de los entornos de agua natural, existe una considerable evidencia de que una cantidad significativa de nitrógeno reducido a menudo está presente en muchas aguas.

La medida del pH al que la transformación de amoníaco acuoso al ion amonio se completa es de aproximadamente 9.24 (Sillen y Martell, 1964, p. 150). Esto está por encima del pH normal en las aguas naturales y se sugiere que en la mayoría de entornos todo el nitrógeno de amoníaco en la solución tendría la forma NH_4^+ . Salmueras de yacimientos petrolíferos a veces también presentan esta propiedad.

Como se ha señalado por Feth (1966), la mayor parte del nitrógeno disuelto en el agua de lluvia parece ocurrir en la forma de iones de amonio. La circulación en el ambiente de esta forma se facilita por su volatilidad. Se necesitan más estudios para evaluar la velocidad a las que dichas especies como amonio, nitrito o amino, el nitrógeno se convierten en nitrato en las aguas superficiales. En algunos casos las formas orgánicas se eliminan del agua por filtración. Los datos con los que se disponen sugieren que el contenido de nitrógeno total en las corrientes superficiales contaminadas puede incluir una proporción significativa de especies reducidas. Algo de nitrógeno puede estar asociado con la coloración del material orgánico presente en algunas aguas naturales no contaminadas.

3.4. Formación de Suelo.

La superficie terrestre cambia continuamente. La roca se desintegra y descompone, es desplazada a zonas de menor elevación por la gravedad y transportada por el agua, el viento o hielo. De este modo se escribe el paisaje físico de la Tierra.

3.4.1. Meteorización o Intemperismo.

La Tierra es un organismo dinámico. Algunas partes de la superficie terrestre se elevan de una manera gradual por la formación de montañas y la actividad volcánica. Estos procesos internos obtienen su energía del interior de la Tierra. Mientras tanto, procesos externos opuestos están continuamente rompiendo la roca y desplazando los derrubios a zonas de menor elevación. Estos últimos procesos son:

Meteorización o Intemperismo: Fragmentación física (desintegración) y alteración química (descomposición) de las rocas de la superficie terrestre, o cerca de ella.

Procesos gravitacionales: Transferencia de roca y suelo pendiente abajo por influencia de la gravedad.

Erosión: Eliminación física de material por agentes dinámicos como el agua, el viento o el hielo.

Sin embargo no es fácil separar la meteorización de los procesos gravitacionales y de la erosión porque conforme la meteorización separa las rocas, la erosión y los procesos gravitacionales retiran los derrubios. Estos dos procesos (erosión y procesos gravitacionales) desintegran y descomponen aún más las rocas. (Tarbuck 2005)

Se entiende por Meteorización: a la alteración de los materiales rocosos expuestos al aire, la humedad y al efecto de la materia orgánica; puede ser intemperismo mecánico o de desintegración, y químico o de descomposición, pero ambos procesos, por regla general interactúan. Las variaciones de humedad y temperatura inciden en ambas formas de intemperismo toda vez que afectan la roca desde el punto de vista mecánico y que el agua y el calor favorecen las reacciones químicas que la alteran. Distintos factores ambientales físicos y químicos atacan a las rocas y las cuartean, disgregan y descomponen, y según el carácter de los factores que produzcan la meteorización se distinguen la meteorización física y la meteorización química.

Todos los materiales son susceptibles de meteorización. Consideremos, por ejemplo, el producto fabricado en hormigón, que se parece mucho a una roca sedimentaria denominada conglomerado. Una pared de hormigón recién dado tiene un aspecto liso, fresco, inalterado. Sin embargo, no muchos años después, la misma pared aparecerá desconchada, agrietada y rugosa, quedando expuesta, en su superficie, los cantos. Si hay un árbol cerca, sus raíces también puede desplazarse horizontalmente y combar el hormigón. Los mismos procesos naturales que acaban separando una pared de hormigón actúan también para desintegrar la roca.

La meteorización se produce cuando la roca es fragmentada mecánicamente (desintegrada) o alterada químicamente (descompuesta), o ambas cosas. La meteorización mecánica se lleva a cabo por fuerzas físicas que romper la roca en trozos cada vez más pequeños sin modificar la composición mineral de la roca. La meteorización química implica una transformación química de la roca en uno o más compuestos nuevos. La meteorización es la respuesta de los materiales terrestres a un ambiente cambiante.

3.4.1.1. Intemperismo o meteorización mecánica

Cuando una roca experimenta meteorización mecánica, se rompe en fragmentos cada vez más pequeños que conservan cada uno las características del material original. El resultado final de muchos fragmentos pequeños procedentes de uno grande. La ruptura de una roca en trozos más pequeños aumenta el área superficial disponible para el ataque químico. Por consiguiente al romper las rocas en fragmentos más

pequeños. La meteorización mecánica incrementa la cantidad de área superficial disponible para la meteorización química.

En la naturaleza, hay cuatro procesos físicos importantes que inducen la fragmentación de la roca: fragmentación por helada, expansión provocada por la descompresión, expansión térmica y actividad biológica. Además, aunque la acción de los agentes erosivos, como el viento, el hielo de glaciares y las aguas corrientes, se considera independiente de la meteorización física, está es, sin embargo, importante. Conforme estos agentes dinámicos retiran los restos rocosos, desintegran inexorablemente estos minerales.

3.4.1.2. Intemperismo o meteorización química

En el intemperismo químico se entiende los complejos procesos que descomponen los componentes de las rocas y las estructuras internas de los minerales. Dichos procesos convierten el constituyente en minerales nuevos o los liberan al ambiente circundante. Durante esta transformación, la roca original se descompone en sustancias que son estables en el ambiente superficial. Por consiguiente, los productos de la meteorización química se mantendrán esencialmente inalterados en tanto en cuanto permanezcan en ambientes similares a aquel en el cual se formaron.

El agua es el agente de la meteorización disolvente más importante. El agua pura solo es un buen disolvente y cantidades pequeñas de materiales disueltos dan como resultado un aumento de la actividad química para las soluciones de meteorización. Los principales procesos de meteorización química son la disolución, la oxidación y la hidrólisis. El agua desempeña un papel principal en cada uno de ellos.

En la tabla 4 se enumeran los productos de meteorización de algunos de los silicatos más comunes.

Tabla 4 Productos de Meteorización

Mineral	Productos residuales	Material en solución
Cuarzo	Granos de cuarzo	Sílice
Feldespato	Minerales de la arcilla	Sílice K ⁺ ,Na ⁺ ,Ca ²⁺
Anfibol (hornblenda)	Minerales de la arcilla Limonita	Sílice Ca ²⁺ ,Mg ²⁺
Olivino	Hematites Limonita	Sílice Mg ²⁺

Como ya sabemos, los silicatos constituyen la mayor parte de la corteza terrestre y que esos minerales están compuestos esencialmente por solo ocho elementos. Cuando son meteorizados químicamente, los silicatos suministran ion sodio, calcio, potasio y magnesio que forman productos solubles, que pueden ser extraídos del agua subterránea. El hierro relativamente insoluble, fundamentalmente hematites y limonita, que proporcionan un color marrón rojizo o amarillento. Bajo la mayoría de las condiciones los tres elementos restantes, aluminio, sílice y oxígeno, se unen con el agua para producir minerales de las arcillas residuales. Sin embargo, incluso los minerales de arcillas más insolubles van siendo eliminados muy lentamente por el agua sub-superficial.

3.5. Origen de las sales

El origen de sales es variable, pero sus fuentes principales son del intemperismo de las rocas y de los océanos. Este último transporta materiales solubles a los suelos costeros por acción de la marea y a través de la brisa marina arrastrada tierra adentro por el viento. El mar también contribuye indirectamente a la acumulación de estas sales, como en el caso de los suelos derivados de materiales parentales de origen marino.

El proceso de lixiviación tiende a eliminar sales de las regiones húmedas, pero en las regiones secas éstas normalmente se acumulan, ya sea como parte del material parental o de los derivados de éste.

En general, la acumulación y concentración de las sales transportadas en soluciones es causada por la pérdida selectiva de agua a través de los procesos de evaporación y transpiración. Las sales ocurren ordinariamente en suelos que presentan problemas de

drenaje, una condición que automáticamente promueve la pérdida de agua por evaporación. Este tipo de suelos pueden presentarse en depresiones o en tierras bajas que colectan el agua de drenaje a través de filtraciones o de flujos superficiales. Algunos suelos aluviales pueden también estar sujetos a filtraciones y desbordamiento de canales o corrientes de agua. La salinización puede ser causada también por la irrigación con aguas salobres o de mala calidad, especialmente en zonas de poca capacidad de lixiviación o por el uso excesivo del agua que hace crecer el manto freático, provocando los problemas de pérdida de agua por evaporación y transpiración del suelo, lo que produce la acumulación de más sales en los suelos.

La diversidad de factores que afectan la acumulación de las sales en el suelo resulta en una distribución heterogénea de las mismas. Estas áreas de suelos con distintos niveles de salinidad provocan un crecimiento vegetal en “manchones”, fenómeno que puede ser distinguido en el campo. Las diferentes concentraciones de sales de estos lugares se encuentra normalmente asociado, ya sea con terrenos de topografía dispereja que causa diferencia en la adsorción y distribución de agua en los suelos, o cambios de textura continuos que afectan los patrones de flujo de agua y de distribución de sales. (Aguirre, 1993).

3.5.1. Erosión del suelo.

Los suelos no son sino una fina fracción de todos los materiales de la Tierra; sin embargo son un recurso vital. Dado que los suelos son necesarios para el crecimiento de las plantas con raíces, son el verdadero fundamento del sistema de apoyo de la vida humana. Al igual que el ingenio humano puede aumentar la productividad agrícola de los suelos por medio de la fertilización y la irrigación, también se puede dañar los suelos como consecuencia de las actividades negligentes. Pese a su papel básico en cuanto el abastecimiento de alimento, fibras y otros materiales básicos, los suelos se cuentan entre los recursos más maltratados.

Quizás estos descuidos e indiferencia se deban a que una cantidad sustancial de suelos parece mantenerse incluso allí donde la erosión es intensa. No obstante, aunque la pérdida de la capa vegetal superior fértil quizá no se obvia a los ojos no preparados, es un problema cada vez mayor, conforme las actividades humanas se extienden y alteran cada vez más la superficie de la Tierra.

Como se erosiona el suelo

La erosión del suelo es un proceso natural; forma parte del reciclaje de los materiales de la tierra que denominamos el ciclo de las rocas. Una vez formado el suelo, las

fuerzas erosivas, en especial el agua y el viento, mueven los componentes del suelo de un lugar a otro. Cada vez que llueve; las gotas de lluvia golpean la tierra con fuerzas sorprendentes. Cada gota actúa como una gota pequeña bomba, haciendo estallar partículas del suelo móviles fuera de sus posiciones de la masa del suelo. A continuación, el agua que fluye a través de la superficie arrastra las partículas del suelo desalojadas. Dado que el suelo es movido por finas láminas de agua, este proceso se denomina erosión laminar.

Después de fluir en forma de una fina lámina no confinada durante una distancia relativamente corta, normalmente se desarrollan hilos de agua y empiezan a formarse finos canales denominados acanaladuras. Conforme las acanaladuras aumentan de tamaño se crean incisiones más profundas en el suelo, conocidas como abarrancamientos. Aunque la mayoría de las partículas de suelo desalojadas se mueven sólo sobre una corta distancia cada vez que llueve, cantidades sustanciales acaban abandonado los campos y abriéndose camino pendiente abajo hacia un río. Una vez en el canal del río, esas partículas de suelo, que ahora pueden denominarse sedimentos, son transportadas corriente abajo y finalmente se depositan en lagos o lagunas y otras llegan al mar. (Tarbuck, 2010)

3.5.2. Solubilidad de las sales más importantes

Según Pizarro (1985), es una propiedad muy importante, en cuanto mayor sea la concentración salina de la solución del agua o suelo, mayor es su efecto perjudicial sobre los cultivos. Las sales más nocivas son las que tienen elevada solubilidad, ya que dan lugar a soluciones salinas muy concentradas; en cambio, la poca solubilidad precipita antes de alcanzar los niveles perjudiciales.

En general la solubilidad disminuye cuando lo hace la temperatura. Es importante conocer este hecho pues afecta a los lavados, que pierden efectividad en las épocas frías.

Sales más importantes

Las tres sales más importantes en relación con los suelos salinos son:

Sulfato de magnesio
Sulfato de sodio
Cloruro de sodio
Y le siguen de importancia
Carbonato de sodio
Cloruro de magnesio

Sulfato de magnesio:

Es un componente típico de los suelos salinos, se presenta también en aguas freáticas y lagos salinos. Debido a su alta solubilidad (262 grL^{-1}), es una de las sales más perjudiciales.

Sulfato de sodio:

Es también un componente de los suelos salinos, algunas aguas freáticas y lagos salinizados. Su toxicidad es de dos a tres veces menor que el sulfato de magnesio. Su solubilidad varía mucho con la temperatura como se muestra en la tabla 5.

Tabla 5 Variación de la Solubilidad del Sulfato de Sodio con respecto a la temperatura Según Kovda.

Temperatura °C	Solubilidad en grL^{-1} (Kodva, 1967)
0	45
10	90
20	185
30	373
40	430
50	415

Este hecho tiene mucha importancia, pues afecta a las precipitaciones y lavados de esta sal. En efecto, en la estación cálida, el Na_2SO_4 sube por capilaridad a la superficie del suelo junto con los demás solubles. Cuando baja la temperatura disminuye su solubilidad y precipita en forma de mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), que no es lavada por las lluvias, a diferencia de las otras sales. En la siguiente estación cálida, la mirabilita se deshidrata, formando un polvo blancuzco de thenardita (Na_2SO_4). Cuando de nuevo desciende la temperatura, se forman otra vez cristales transparentes de mirabilita, que separan a las partículas del suelo y dan a la superficie una apariencia esponjosa.

Cloruro de sodio.

Junto con los sulfatos de sodio y de magnesio, es la sal más frecuente en los suelos salinos. Su toxicidad para las plantas es excepcionalmente alta, así como su solubilidad, que es de 318 grL^{-1} y que no varía con las temperaturas. Su toxicidad es tan elevada que incluso con 0.1 por ciento de NaCl las plantas se resisten. Con 2-5 por ciento, los suelos se vuelven improductivos (Aceves, 2011).

El lavado del NaCl es muy fácil en los suelos con yeso, el lavado puede ser más difícil, pues el sodio puede tomar forma intercambiable.

Carbonato de sodio.

Se encuentra en frecuencia en los suelos y aguas. Su solubilidad es muy elevada, variando mucho con la temperatura como se muestra en la tabla 7.

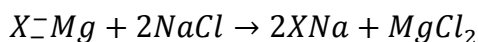
Tabla 6 Variación de la Solubilidad del Carbonato de Sódio con respecto a la temperatura Según Kovda.

Solubilidad en grL ⁻¹ (KODVA)		
Temperatura °C	CO ₃ Na ₂	CO ₃ HNa
0	70	68
10	122	80
20	213	93
30	371	107
40	441	121
50	429	137

Como resultado de la hidrólisis provoca una fuerte alcalinidad en el medio, de hasta pH=12. Por sus elevadas solubilidad y alcalinidad es muy tóxico para las plantas. En los suelos, incluso en cantidades de 0.05-0.1 por ciento ocasiona la desagregación de las arcillas con pérdida de la estructura del suelo, disminución de la permeabilidad, etc.,

Cloruro de magnesio.

Debido a su elevada solubilidad (353 grL⁻¹) es una de las sales más perjudiciales para las plantas. Se encuentra en suelos salinos, aguas freáticas y lagos salinizados. A veces se forma como consecuencia de la reacción entre soluciones que contienen NaCl, que asciende capilarmente y se ponen en contacto con el complejo cambio contenido de Mg.



El cloruro de magnesio es muy higroscópico, al igual que el cloruro de calcio, que muchas veces se encuentra junto con aquél. Absorben vapor de agua de la atmósfera, que disuelve los cristales de estas sales, formando una solución salina muy concentrada. Por esta razón, estos suelos, que en la nomenclatura rusa se denominan Solonchak húmedos, conservan superficialmente la humedad mucho tiempo después de una lluvia. Presentan un color más oscuro que el de los suelos vecinos, lo que puede dar lugar a que se consideren suelos sódicos negros. Sin embargo, son suelos sin alcalinidad, con buena estructura, debido a la pequeña proporción de Na respecto al Ca y Mg.

Otras sales Relacionadas con los suelos salinos

Carbonato de calcio y bicarbonato de calcio

El carbonato de calcio es una sal muy poco soluble (0.0131 grL^{-1}) por lo que no es nociva para las plantas. Cuando las aguas freáticas calcáreas se aproximan a la superficie y se exponen a la evaporación y transpiración, grandes cantidades de CaCO_3 pasa a los horizontes del suelo, llegando a veces a constituir el 80 por ciento del mismo. Así se forman unos horizontes fuertemente cementados, impermeables e impenetrables para las raíces.

El carbonato de magnesio es mucho más soluble que el carbonato de calcio. Sin embargo, rara vez ocurre acumulaciones de MgCO_3 en los suelos, debido a la adsorción del Mg por las arcillas.

En la mayoría de los casos se presentan juntos el CaCO_3 y MgCO_3 . En condiciones medias, la solubilidad del conjunto es de 10 meqL^{-1} .

Sulfato de calcio (Yeso)

El sulfato de calcio forma yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). La solubilidad es muy baja (2.04 grL^{-1}) por lo que es una sal que no perjudica a las plantas.

El yeso es ampliamente utilizado como enmienda química en la recuperación de los suelos sódicos.

Cloruro de potasio

Las propiedades químicas del KCl son muy parecidas al NaCl. Sin embargo no esta tan extendido, porque el potasio es consumido por los organismos y adsorbido irreversiblemente por las arcillas.

Nitratos

Los nitratos son sales de muy elevada solubilidad (686 grL^{-1} el NaNO_3 y 279 grL^{-1} KNO_3 a 20°C). Sin embargo no se acumula en grandes cantidades en los suelos, en los que rara vez supera el 0.05 por ciento. Son más tóxicos que los cloruros.

En algunos desiertos muy áridos, como los de Chile, Perú, India, Asia Central y Arabia, se han producido depósitos de nitratos, que a veces llegan al 50 por ciento. En estos suelos los cultivos son inexistentes.

3.6. Composición del agua en ríos y océanos

Los océanos constituyen alrededor del 98 por ciento de la hidrosfera, y para efectos prácticos la composición media de la hidrosfera es considerada como la composición del agua de mar. Los iones y los elementos presentes en cuerpos de agua naturales se originan de procesos de mineralización y desgaste de las rocas que forman la corteza terrestre y de emanaciones del manto terrestre, a través de la actividad volcánica. El agua de mar está compuesta en promedio de un 96.52 por ciento de agua y un 3.49 por ciento de sustancias disueltas (mayormente sales). La abundancia relativa de los iones es constante en aguas oceánicas bien mezcladas. No obstante, hay variaciones en el contenido total de sales entre aguas oceánicas de latitudes altas y bajas. Al mismo tiempo, hay diferencias en la salinidad a lo largo del perfil de profundidad. El contenido de los iones de Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , y K^+ representa más del 99 por ciento del total de sales en el océano. El ion de sodio es el catión más abundante en agua de mar (aproximadamente 30.4 por ciento), mientras que el ion cloruro es el anión principal (aproximadamente 55.2 por ciento). Es conveniente aclarar que la composición iónica de los lagos salados, originados por la evaporación de agua dulce, es muy diferente a la del océano. En el agua de mar, el cloruro de sodio es la sal dominante, mientras que en los lagos salados predominan las sales de calcio, magnesio, sulfatos y carbonatos.

La composición química media del agua de mar se indica en la tabla 7. Los datos son en su mayoría de la compilación de Goldberg (1963) y cubren la mayor parte de los elementos que conforman el agua de mar. Un conocimiento de la forma principal en la que cada elemento se contiene en el agua de mar, como se indica por Goldberg, es útil en la comprensión de la química del agua de mar.

Tabla 7 Composición del agua de mar [After Goldberg, and other 1963].

Constituyente	Concentración en mgL^{-1}	Principales formas en las que se encuentran
Cl	19,000	Cl^-
Na	10,500	Na^+
SO4	2,700	SO_4^{2-}
Mg	1,350	Mg^{2+} , $\text{MgSO}_4 \text{ aq}$
Ca	400	Ca^{2+} , $\text{CaSO}_4 \text{ aq}$
K	380	K^+
HCO3	142	HCO_3^- , $\text{H}_2\text{CO}_3 \text{ aq}$, CO_3^{2-}
Br	65	Br^-
Sr	8	Sr^{2+} , $\text{SrSO}_4 \text{ aq}$
SiO2	6.4	$\text{H}_4\text{SiO}_4 \text{ aq}$, H_3SiO_4^-
B	4.6	$\text{H}_3\text{BO}_3 \text{ aq}$, H_2BO_3^-
F	1.3	F^-
N	0.5	${}^6\text{NO}_3^-$, NO_2^- , NH_4^+
Li	0.17	Li^+

Continuación Tabla 7

Constituyente	Concentración en mgL ⁻¹	Principales formas en las que se encuentran
Rb	0.12	Rb ⁺
P	0.07	HPO ₄ ⁻² , H ₂ PO ₄ ⁻ , PO ₄ ⁻³ , H ₃ PO ₄ aq
I	0.06	IO ₃ ⁻ , I ⁻
Ba	0.03	Ba ⁺² , BaSO ₄ aq
Al	0.01 (<)	(c)
Fe	0.01	Fe(OH) ₃ (c)
Mo	0.01	MoO ₄ ⁻²
Zn	0.01	Zn ⁺² , ZnSO ₄ aq
Se	0.004	SeO ₃
As	0.003	HAsO ₄ ⁻² , H ₂ AsO ₄ ⁻ , H ₃ AsO ₄ aq, H ₃ AsO ₃ aq.
Cu	0.003	Cu ⁺² , CuSO ₄ aq
Sn	0.003	
U	0.003	UO ₂ (CO ₃) ₃ ⁻⁴
Mn	0.002	Mn ⁺² , MnSO ₄ aq
Ni	0.002	Ni ⁺² , NiSO ₄ aq
V	0.002	VO ₂ (OH) ₃ ⁻²
Ti	0.001	
Co	0.0005	Co ⁺² , CoSO ₄ aq
Cs	0.0005	Cs ⁺
Sb	0.0005	
Ce	0.0004	
Ag	0.0003	AgCl ⁻² , AgCl ₃ ⁻²
La	0.0003	
Y	0.0003	
Cd	0.00011	Cd ⁺² , CdSO ₄ aq
W	0.0001	WO ₄ ⁻²
Ge	0.00007	Ge(OH) ₄ aq, H ₃ GeO ₄ ⁻
Cr	0.00005	
Th	0.00005	
Sc	0.00004	
Ga	0.00003	
Hg	0.00003	HgCl ₃ ⁻ , HgCl ₄ ⁻²
Pb	0.00003	Pb ⁺² , PbSO ₄ aq
Bi	0.00002	
Nb	0.00001	
Au	0.000004	AuCl ₄ ⁻
Be	0.0000006	
Pa	2x10 ⁻⁹	
Ra	1x10 ⁻¹⁰	Ra ⁺² , RaSO ₄ aq

La composición media de las aguas fluviales del mundo ha sido de interés para los geoquímicos, y uno de los más recientes cálculos de Livingstone (1963) se presenta en el Tabla 8. La composición del agua de un río, sin embargo, cambia con el tiempo, y la composición del agua de diferentes ríos puede cubrir una amplia gama. Por lo tanto, el análisis de medio solo no transmite mucha información útil. También se incluyen los análisis de dos grandes ríos. La muestra de la Amazonia, el mayor de los ríos del mundo, se ha obtenido en un alto estado de flujo. Otros análisis de esta secuencia muestran una concentración mayor en la parte más baja, pero ni la velocidad media de flujo ni la composición del agua de esta corriente se conoce adecuadamente. El otro análisis en el tabla 8 representa un promedio de 1 año para el río Mississippi cerca de Nueva Orleans, Luisiana El caudal medio del Mississippi en el Golfo de México fue declarado por Livingstone (1963) en alrededor de 650.000 pcs (pies cúbicos por segundo).

Tabla 8 Composición media de las aguas de rio

Constituyentes	1 Julio 16 de 1963		2 Oct 1 de 1962 Sept. 30 1963		3	
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Silica (SiO ₂)	7.0	--	6.7	--	13.0	--
Aluminum (Al)	0.07	--	--	--	--	--
Fierro (Fe)	0.06	--	0.04	--	0.67	--
Calcium (Ca)	4.3	0.214	42.0	2.096	15.0	0.75
Magnesio (Mg)	1.1	0.090	12.0	0.967	4.1	0.342
Sodio (Na)	1.8	0.078	25.0	1.088	6.3	0.274
Potasio (K)	--	--	2.9	0.074	2.3	0.059
Bicarbonato (HCO ₃)	19.0	0.311	132.0	2.163	58.0	0.958
Sulfato (SO ₄)	3.0	0.062	56.0	1.166	11.0	0.233
Cloro (Cl)	1.9	0.054	30.0	0.846	7.8	0.220
Fluor (F)	0.2	0.011	0.2	0.011	--	--
Nitrato (NO ₃)	0.1	0.002	2.4	0.039	1.0	0.017
Solidos disueltos	28.0	--	256.0	--	90.0	--
Dureza como CaCO ₃	15.0	--	155.0	--	55.0	--
Sin carbonato	0	--	47.0	--	7.0	--
CE micromhos a 25°C	40.0	--	421.0	--	--	--
pH	6.5	--	7.5	--	--	--
Color	--	--	10	--	--	--
Oxígeno disuelto	5.8	--	--	--	--	--
temperatura	28.4	--	--	--	--	--

[Date under sample number is date of collection. Source of data: 1, Oltman (1968, p. 13); 2, U.S. Geol. Survey Water-Supply Paper 1950 (p. 316); 3, Livingstone (1963, p. 41)]

A partir de los datos de Livingstone (1961) se ha elaborado la tabla 9 donde se muestra la salinidad media de los ríos del planta. Sin embargo, en las regiones que se necesita riego, esa salinidad es, con frecuencia, mucho mayor.

Tabla 9 Composición media del agua de los ríos (según Pizarro, 1978).

Continente	CO ₃ H ⁻		SO ₄ ⁼		Cl ⁻		NO ₃ ⁻		Ca ⁺⁺		Mg ⁺⁺		Na ⁺		K ⁺		total		CE	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	3	4	5	
América del norte	68.0	1.1	20.0	0.4	8.0	0.2	1.0	-	21.0	1.0	5.0	0.4	9.0	0.4	1.4	-	142	1.7	142	
América del sur	31.0	0.5	4.8	0.1	4.9	0.1	0.7	-	7.2	0.4	1.5	0.1	4.0	0.2	2.0	0.1	69	0.7	58	
Europa	95.0	1.6	24.0	0.5	6.9	0.2	3.7	0.1	31.1	1.6	5.6	0.5	5.5	0.2	1.7	-	182	2.4	200	
Asia	79.0	1.3	8.4	0.2	8.7	0.2	0.7	-	18.4	0.9	5.6	0.5					142	1.7	142	
África	42.0	0.7	13.5	0.3	12.1	0.3	0.8	-	12.5	0.6	3.8	0.3	11.0	0.5	-	-	121	1.3	108	
Australia	31.6	0.5	2.6	0.1	10.0	0.3	0.05	-	3.9	0.2	2.7	0.2	2.9	0.1	1.4	-	59	0.9	75	
Mundo	58.4	1.0	11.2	0.2	7.8	0.2	1.0	-	15.0	0.7	4.1	0.3	6.3	0.3	2.3	0.1	120	1.4	117	

(1)ppm u mgL⁻¹

(2)meqL⁻¹

(3) suma aniones cationes en ppm

(4) suma de aniones en meqL⁻¹

(5)CE en μmhos cm⁻¹= $\frac{\sum \text{aniones en meqL}^{-1}}{12} * 100$

3.7. Peligro de la salinización sódica

Efecto del sodio intercambiable. La abundancia de sodio frente al calcio y magnesio adsorbido en las arcillas del suelo puede determinar la individualización y dispersión de estas partículas (suelo alcalino o sódico). Bajo estas condiciones, la aireación puede ser deficiente, lo que puede conllevar a problemas de germinación o podredumbres en las plantas. Pero ¿como se explica esa individualización de las partículas del suelo? Según la teoría de la doble capa de Gouy-Chapman (Pol Jakof y Gall, 1975), las partículas de arcilla compensan sus cargas negativas rodeándose de cationes, los cuales se ven sometidos a dos tendencias opuestas; estas son: una fuerza electrostática de atracción y una de difusión, desde la superficie de la arcilla donde están intercambiados, hacia la solución del suelo donde la concentración catiónica es menor. Esta situación es similar a la de la atmosfera terrestre, en la que las moléculas de aire están sujetas a dos tendencias opuestas: la atracción gravitacional hacia el centro de la Tierra y la repulsión por difusión. El resultado de estas dos tendencias es una distribución "atmosférica, donde la concentración de las moléculas de gas es más alta cerca de la superficie terrestre y su concentración decrece con el incremento de la distancia (figura 5).

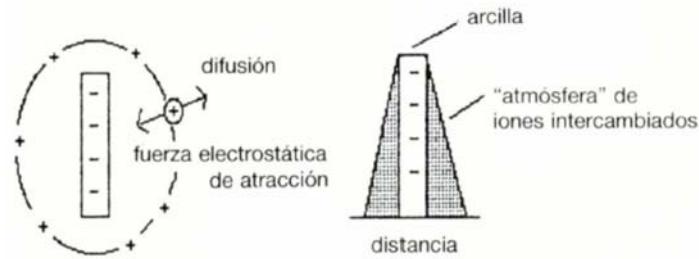


Figura 5 Representación esquemática de la distribución atmosférica de cargas iónicas alrededor de la arcillas.

La configuración de la doble capa difusa puede verse modificada tanto por la relación entre iones divalentes: monovalentes (básicamente, calcio sodio) como por la concentración electrolítica (CE) en la solución del suelo (figura 5). En un sistema con idéntica CE, es decir, con semejante tendencia a la difusión del sodio que del calcio, este último, como divalente, presenta una fuerza electrostática de atracción doble al primero, monovalente. En un sistema mono iónico (por lo tanto, con idéntica fuerza de atracción para los iones), por ejemplo un sistema arcillo-sódico, un incremento en la concentración de sales provoca una disminución de la tendencia a difundir hacia fuera de la arcilla y, por lo tanto, una doble capa difusa más comprimida hacia su superficie. Las partículas de arcilla se mantienen unidas cuanto más comprimida este la doble capa, la "atmosfera" iónica de la arcilla; en ese momento existe un equilibrio entre las fuerzas de atracción y repulsión entre la "atmosferas" y las micelas de arcilla. Esto se logra bajo dominancia del calcio o con una elevada concentración electrolítica de la solución del suelo (figura 6).

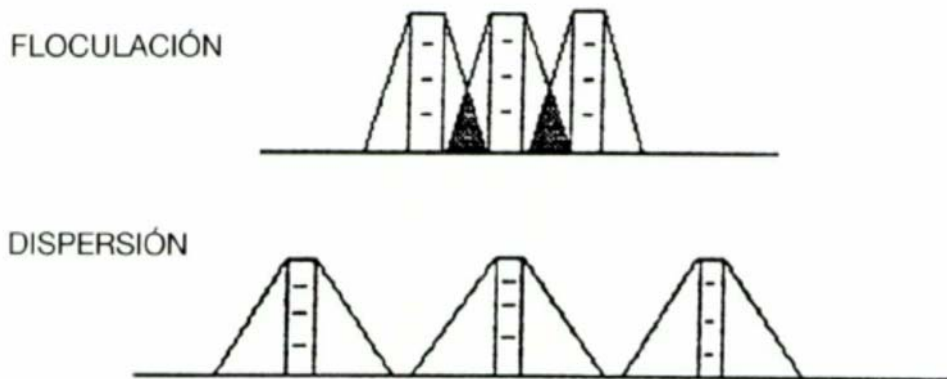


Figura 6 Estados de floculación y dispersión de las arcillas

Resumiendo, con una gran concentración de sodio intercambiable (alto PSI) las fuerzas electrostáticas de repulsión entre partículas del suelo predominan sobre las de atracción, produciéndose dicha dispersión, salvo que exista una elevada CE de la

solución. Así pues, cuando la relación PSI suelo/CE agua es suficientemente alta como para superar la capacidad de estabilidad de las arcillas se produce su individualización y movimiento, colapsándose la porosidad. Con ello se desmoronan los agregados del suelo, la porosidad se vuelve ineficaz, degradándose la estructura edáfica. A nivel superficial, se puede producir un encostramiento que condicione una baja infiltración hídrica. Esto, a su vez, provoca escorrentía, erosión, ineficacia en el uso del agua y daños al cultivo por encharcamiento temporal (Pol Jakof y Gall, 1975); una vez seca la costra puede ser lo suficientemente dura como para no poder ser atravesada por la plántula recién germinada (Agassi et al., 1981 ; Morin et al., 1981).

3.8. Causas de la aparición de sodio intercambiable

Ahora bien, ¿cómo es que el ion sodio puede llegar a saturar una cantidad importante de estas cargas, más aún, cuando los cationes divalentes como el calcio y el magnesio son retenidos con más energía que el ion sodio? Esto puede deberse fundamentalmente a tres causas:

Materiales originarios de los suelos relativamente ricos en sodio, con elevado porcentaje de materia orgánica, la cual al mineralizarse, por efecto de los microorganismos produce dióxido de carbono. Este último reacciona con el sodio liberado por meteorización química de los minerales, generando carbonatos y bicarbonatos con el referido elemento. Estas sales se desplazan por efecto de las aguas de drenaje intercambiando, a su paso por el perfil del suelo, los otros cationes por sodio. Ocurre en largos períodos de tiempo y en suelos que tienen una leve pendiente. Capas freáticas salinas que invaden periódicamente al perfil del suelo, provocando en principio su salinización (suelos salinos) y luego, si por algún evento natural la mencionada capa se hace más profunda o desaparece, las cargas negativas de las arcillas quedan ocupadas por sodio, y las lluvias lavan las sales restantes. Este proceso, al igual que el anterior, se produce en un extenso período de tiempo.

La última causa, a la cual se la podría denominar de origen antrópico, se da cuando los suelos son regados con aguas salinas, sin respetar normas de manejo de estas situaciones y en el desmonte, que ha ocasionado el ascenso de la capa freática hacia la superficie.

En suelos “normales”, es decir no sódicos, las partículas de arcilla se mantienen floculadas, así ellos conservan el ordenamiento de sus partículas minerales (arena, limo y arcilla) y orgánicas y la porosidad, esto se conoce como estructura. Ahora, cuando se enriquece en sodio, las fuerzas que mantienen unidas a las partículas de arcilla se interrumpen y éstas tienden a separarse. Como consecuencia de ello, migran en el perfil obstruyendo los poros y provocando disminución de la infiltración y

movimiento de agua, es decir, disminuye su capacidad de conducir agua. Además, se expanden en estado húmedo y cuando se secan se cuartean y exhiben una dureza tal que afecta negativamente la profundización y proliferación de raíces. La magnitud del daño depende de la cantidad de sodio intercambiable. Todo ello lleva a una reducción en los rendimientos de los cultivos.

Estos cambios que se producen en el suelo ¿por qué afectan el comportamiento de los cultivos? Las profesoras Moreno y Bonadeo en su artículo efecto del exceso de sodio sobre propiedades de los suelos, dicen que surge principalmente de lo expresado en el párrafo anterior. Una de las funciones que cumple el suelo para las plantas es la de proveerle agua; ahora, ante la disminución de la entrada de agua al suelo y de su movimiento por los poros, las raíces de los cultivos ven afectada la cantidad de agua que necesitan absorber. Otra cuestión asociada a esta problemática es el aumento del pH, lo cual afecta la disponibilidad de ciertos nutrientes esenciales.

3.9. Calidad del agua para el riego

La calidad del agua se refiere a las características físicas, químicas y biológicas de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Estas características afectan la capacidad del agua para sustentar tanto a las comunidades humanas como la vida vegetal y animal.

La calidad del agua para riego está determinada por la cantidad y tipo de sales que la constituyen. El agua de riego puede crear o corregir suelos salinos o alcalinos. La concentración de sales en el agua de riego reduce el agua disponible para los cultivos, es decir, la planta debe ejercer mayor esfuerzo para poder absorber el agua; puede llegar incluso a sufrir problemas fisiológicos por deshidratación, afectando esto su desarrollo. Dependiendo de la clase de sal disuelta, éstas alteran y modifican el desarrollo de la estructura del suelo, lo cual se reduce en la afectación de su infiltración.

La agricultura de riego depende tanto de la cantidad como de la calidad del agua. No obstante, el aspecto de la calidad ha sido descuidado debido a que en el pasado las fuentes de agua, por lo general, han sido de abundante cantidad, de buena calidad y fácil utilización. Esta situación, está cambiando en muchos lugares. El uso intensivo de prácticamente todas las aguas de buena calidad, implica que tanto los proyectos nuevos como los antiguos que requieren aguas suplementarias, tienen que recurrir a las aguas de inferior calidad. Para evitar problemas consecuentes, debe existir una planificación efectiva que asegure el mejor uso posible de estas aguas de acuerdo a su calidad.

El análisis químico del agua se utiliza básicamente con dos propósitos: el primero, es determinar la calidad de ésta para el riego y la tolerancia de los cultivos, y la segunda, es establecer la calidad para fertirrigación.

La composición química del agua de riego, la forma en que se maneje (riegos frecuentes o distanciados, lavados fuertes o débiles, etc.) y el suelo sobre el que se aplique son los factores que propician que se produzcan o no problemas en nuestros cultivos (Ayers y Westcot, 1985).

3.9.1. Criterio de salinidad

El criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso del agua ocasione altas concentraciones de sales en el suelo, con el correspondiente efecto osmótico y disminución de rendimientos de los cultivos. Se suele expresar a través de la medida de conductividad eléctrica (CE) del agua. La CE de una solución es directamente proporcional a su concentración de sales: cuando la solución se diluye, la CE disminuye en la misma proporción, y viceversa. Pero esta relación se altera en presencia de sales poco solubles, lo cual es un inconveniente a tener en cuenta a la hora de interpretar la medida de CE de un agua (Kadish y Rhoades, 1989).

3.9.2. Criterio de sodicidad

El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca en el suelo un elevado porcentaje de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de sus características y estructura. La acumulación de sodio en el suelo afecta directa y negativamente a las propiedades del mismo, especialmente a su permeabilidad e infiltración (Smith et al., 1985).

3.9.3. Criterio de toxicidad

El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones. A diferencia de la salinidad, que es un problema externo de la planta y que dificulta la absorción de agua, la toxicidad es un problema interno que se produce cuando determinados iones, absorbidos principalmente por las raíces, se acumulan en las hojas mediante la transpiración, llegando a alcanzar concentraciones nocivas. Los iones tóxicos más frecuentes y, por tanto, con los que más cuidado hemos de tener son el cloro, sodio y boro (Bauder et al., 2007).

3.10. Efecto de las sales solubles sobre los cultivos

En general la presencia de sales solubles en el medio de cultivo afecta negativamente al desarrollo de las plantas de tres formas:

1. Disminuyendo el potencial hídrico del medio y restringiendo así la absorción de agua por las raíces (efecto osmótico).
2. Por la absorción de iones salinos específicos, que puede determinar su acumulación en los tejidos en concentraciones que lleguen a ser tóxicas e induzcan desórdenes fisiológicos (toxicidad iónica específica).
3. Las concentraciones elevadas de iones salinos también pueden modificar la absorción de los nutrientes esenciales determinando desequilibrios nutricionales (efecto nutricional).

Los efectos de la salinidad sobre la fisiología de los vegetales han sido clasificados como osmóticos, nutritivos y de toxicidad:

Efectos osmóticos: En primer lugar, la presencia de sales en la solución del suelo reduce la disponibilidad hídrica para la planta al aumentar la presión osmótica de dicha solución (efecto osmótico). Llega un momento en que será tal la cantidad de sales que, a pesar de que el suelo contenga agua, la planta no podrá extraerla y sufrirá un estrés hídrico (sequía fisiológica). Para distinguirlo del estrés por falta de agua en el suelo y ya que ambos conducen a una tensión de deshidratación osmótica se le conoce como sequía fisiológica. La principal evidencia de este estrés hídrico es la depresión del crecimiento y de la producción de muchas glicófitas producidas por las altas concentraciones de electrolitos, con independencia del tipo de sal.

Efecto nutritivos: aun cuando se eliminase el efecto osmótico, una elevada concentración de sales repercute sobre los niveles de absorción de algunos elementos nutritivos, principalmente porque disminuye la absorción de agua por las raíces, y por tanto de solutos, y por los fenómenos de antagonismo en la absorción y transporte de los iones. Altas concentraciones de Na^+ y Cl^- y otros iones encontrados en medios salinos, como Mg^{2+} o SO_4^{2-} , pueden inducir deficiencias con iones esenciales; especialmente K^+ , fosfatos o nitratos. Han sido señaladas deficiencias en K^+ en numerosas glicófitas sometidas a salinización con NaCl , debido a la dificultad en el transporte de este ion por su competencia con el Na^+ . Igualmente, cloruros y sulfatos en exceso pueden provocar una disminución en el contenido de P total en muchas especies.

Efectos de toxicidad: el daño inducido por el estrés primario o de toxicidad puede ser directo, de rápida aparición (minutos u horas) e identificado con daño a membranas; o indirecto, que requiere exposiciones más prolongadas al estrés (días o semanas) para que se desarrolle y que se traduce en la alteración de diversos procesos metabólicos.

Solubilidad de Sales:

Se trata de una propiedad muy importante, pues además de afectar a la movilidad y precipitación, va a regular su máxima concentración en la solución del suelo. Y cuanto mayor sea ésta, más importante va a ser su efecto perjudicial para los cultivos. Las sales más tóxicas son, las que presentan elevadas solubilidades, que darán soluciones muy concentradas. Por el contrario las sales con baja solubilidad no representaran ningún problema ya que precipitarán antes de alcanzar niveles perjudiciales.

Los cloruros y nitratos son los más solubles, después los bicarbonatos junto a los sulfatos, siendo en general los menos solubles los carbonatos. Por tanto serán estos últimos los primeros en precipitar, seguidos del sulfato cálcico y no serán considerados dentro del concepto de sales solubles, concepto que se refiere a sales muy solubles, concretamente empiezan a partir del carbonato sódico.

En general, la solubilidad de la sales aumenta con la temperatura. En soluciones complejas, la presencia de sales con iones comunes disminuye la solubilidad de estas sales. Por el contrario, cuando los iones son diferentes se suele aumentar la solubilidad de la sal menos soluble.

3.11. Propiedades coligativas de las soluciones

Las propiedades coligativas (o propiedades colectivas) son propiedades que dependen sólo del número de partículas de soluto en la disolución y no de la naturaleza de las partículas del soluto. Todas estas propiedades tienen un mismo origen, todas dependen del número de partículas de soluto presentes, independientemente de que sean átomos, iones o moléculas.

Las propiedades coligativas son la disminución de la presión de vapor, la elevación del punto de ebullición, la disminución del punto de congelación y la presión osmótica. Para el estudio de las propiedades coligativas de disoluciones de no electrólitos es importante recordar que se está hablando de disoluciones relativamente diluidas, es decir, disoluciones cuyas concentraciones son ≤ 0.2 M.

3.11.1. Presión de vapor

La evaporación es la tendencia de las partículas de la superficie del líquido, a salir de la fase líquida en forma de vapor. Es importante saber que no todas las partículas de líquido tienen la misma energía cinética (no todas se mueven a la misma velocidad). Las partículas con mayor energía en la superficie pueden escaparse a la fase gaseosa. Las moléculas de la fase gaseosa que chocan contra la fase líquida ejercen una fuerza contra la superficie del líquido, a la que se le denomina presión de vapor, cuando ambas fases están en equilibrio dinámico. Esta presión de vapor depende de la temperatura y de la naturaleza del líquido.

Si un soluto es no volátil (es decir, no tiene una presión de vapor que se pueda medir), la presión de vapor de sus disoluciones siempre es menor que la del disolvente puro. Así, la relación entre la presión de vapor de la disolución y la presión de vapor del disolvente puro depende de la concentración del soluto en la disolución. Esta relación se expresa por la ley de Raoult, que establece que la presión parcial de un disolvente en una disolución, P_1 , está dada por la presión de vapor del disolvente puro, P_1° , multiplicada por la fracción molar del disolvente en la disolución, X_1 :

$$P_1 = X_1 P_1^\circ$$

En una disolución que contenga sólo un soluto, $X_1 = 1 - X_2$, donde X_2 es la fracción molar del soluto. Por tanto, la ecuación se puede reescribir como

$$P_1 = (1 - X_2) P_1^\circ$$

$$\text{o } P_1 = P_1^\circ - X_2 P_1^\circ$$

$$\text{así que } P_1^\circ - P_1 = \Delta P = X_2 P_1^\circ$$

Observamos que la disminución de la presión de vapor, ΔP , es directamente proporcional a la concentración del soluto (medida en fracción molar).

3.11.2. Elevación del punto de ebullición.

El punto de ebullición de una disolución es la temperatura a la cual su vapor de presión iguala a la presión atmosférica externa. Debido a que la presencia de un soluto no volátil disminuye la presión de vapor de una disolución, también debe afectar el punto de ebullición de la misma. En la Figura 7 se presenta el diagrama de fases del agua y los cambios que ocurren en una disolución acuosa. Debido a que a cualquier temperatura la presión de vapor de la disolución es menor que la del disolvente puro, independientemente de la temperatura, la curva líquido-vapor para la disolución siempre está por debajo de la del disolvente puro. Como consecuencia, la intersección

de la curva punteada líquido-vapor y la línea horizontal que marca $P = 1 \text{ atm}$ ocurre a una temperatura mayor que el punto de ebullición normal del disolvente puro. Este análisis gráfico muestra que el punto de ebullición de la disolución es mayor que el del agua. La elevación del punto de ebullición (ΔT_b) se define como el punto de ebullición de la disolución (T_b) menos el punto de ebullición del disolvente puro (T_b°):

$$\Delta T_b = T_b - T_b^\circ$$

Debido a que $T_b > T_b^\circ$, ΔT_b es una cantidad positiva.

El valor de ΔT_b es proporcional a la disminución de la presión de vapor y también es proporcional a la concentración (molalidad) de la disolución. Es decir

$$T_b \propto m$$

$$T_b = K_b m$$

donde m es la molalidad de la disolución y K_b es la constante molal de elevación del punto de ebullición. Las unidades de K_b son $^\circ\text{C}/m$. Es importante entender la selección de las unidades de concentración en este caso. Se está trabajando con un sistema (la disolución) cuya temperatura no se mantiene constante, de modo que no es posible expresar la concentración en unidades de molaridad, pues ésta cambia con la temperatura.

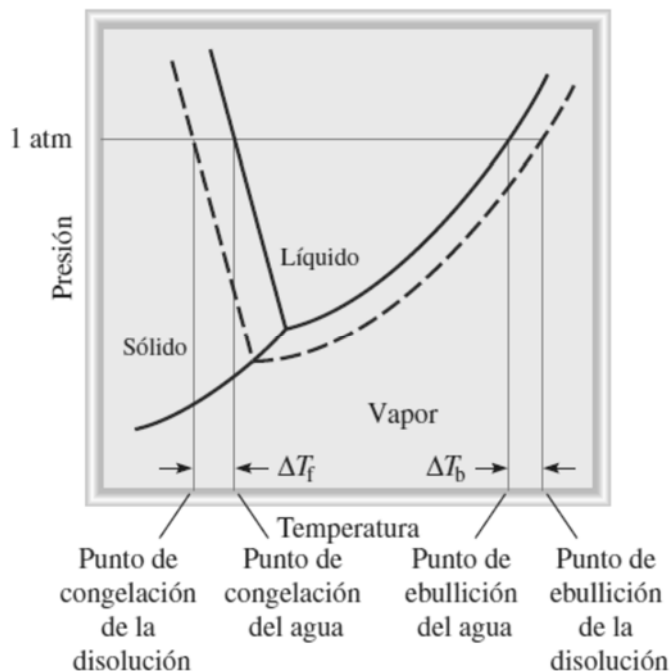


Diagrama de fases que ilustra la elevación del punto de presión y la disminución del punto de congelación de disoluciones acuosas. Las curvas punteadas pertenecen a la disolución y las líneas sólidas al disolvente puro. Como se puede observar, el punto de ebullición de la disolución es más alto que el del agua, y el punto de congelación de la disolución es más bajo que el del agua.

Figura 7 Diagrama de fases del punto de ebullición y congelación

Diagrama de fases que ilustra la elevación del punto de presión y la disminución del punto de congelación de disoluciones acuosas. Las curvas punteadas pertenecen a la disolución y las líneas sólidas al disolvente puro. Como se puede observar, el punto de ebullición de la disolución es más alto que el del agua, y el punto de congelación de la disolución es más bajo que el del agua.

3.11.3. Presión osmótica

Muchos procesos químicos y biológicos dependen de la ósmosis, el paso selectivo de moléculas del disolvente a través de una membrana porosa desde una disolución diluida hacia una de mayor concentración.

La presión osmótica de una disolución está dada por

$$PO = MRT$$

donde M es la molaridad de la disolución, R la constante de los gases (0.0821 L · atm/K · mol) y T la temperatura absoluta. La presión osmótica, (PO), se expresa en atm. Debido a que las mediciones de presión osmótica se llevan a cabo a temperatura constante, la concentración se expresa en unidades de molaridad, más convenientes que las de molalidad.

Al igual que la elevación del punto de ebullición, la presión osmótica es directamente proporcional a la concentración de la disolución. Esto es lo que se esperaría, ya que todas las propiedades coligativas dependen sólo del número de partículas de soluto disueltas en la disolución. Si dos disoluciones tienen la misma concentración, y, por tanto, la misma presión osmótica, se dice que son isotónicas. Si dos disoluciones tienen diferente presión osmótica, se dice que la disolución de mayor concentración es hipertónica y la disolución más diluida se describe como hipotónica.

Aunque la ósmosis es un fenómeno conocido y muy estudiado, se sabe relativamente poco acerca de cómo las membranas semipermeables detienen el paso de algunas moléculas en tanto que permiten el paso de otras. En algunos casos es simplemente por el tamaño. Una membrana semipermeable puede tener poros lo suficientemente pequeños para permitir el paso sólo de moléculas del disolvente. En otros casos, un mecanismo diferente es el responsable de la selectividad de la membrana, por ejemplo, una mayor "solubilidad" del disolvente en la membrana.

La presión osmótica también es el mecanismo principal para el transporte ascendente del agua en las plantas. Como las hojas constantemente liberan agua al aire, mediante un proceso que se denomina transpiración, aumenta la concentración de soluto en los fluidos de las hojas. El agua es impulsada a través del tronco, las ramas y los tallos de los árboles por presión osmótica. Se requiere de una presión de 10 a 15 atm para que el agua alcance las hojas más altas de las secuoyas de California, que llegan a medir hasta 120 m de altura. (La acción capilar, es responsable de que el agua ascienda sólo unos cuantos centímetros.)

3.12. Teoría de los gases ideales

Un gas ideal es un gas hipotético cuyo comportamiento de presión, volumen y temperatura se puede describir completamente con la ecuación del gas ideal. Las moléculas de un gas ideal no se atraen o se repelen entre sí, y su volumen es insignificante en comparación con el volumen del recipiente que lo contiene. Aunque en la naturaleza no existe un gas ideal, las discrepancias en el comportamiento de los gases reales en márgenes razonables de temperatura y presión no alteran sustancialmente los cálculos. Por tanto, podemos usar con seguridad la ecuación del gas ideal para resolver muchos problemas de gases.

Ley de Boyle

En el siglo XVII, Robert Boyle estudió en forma sistemática y cuantitativa el comportamiento de los gases. En una serie de experimentos, Boyle analizó la relación que existe entre la presión y el volumen de una muestra de un gas. A medida que la presión aumenta, el volumen ocupado por el gas disminuye. Por lo contrario, si la presión aplicada disminuye, el volumen ocupado por el gas aumenta. Esta relación se conoce como la ley de Boyle, según la cual la presión de una cantidad fija de un gas a temperatura constante es inversamente proporcional al volumen del gas.

Podemos escribir una expresión matemática que muestre la relación entre la presión y el volumen:

$$P \propto \frac{1}{v}$$

donde el símbolo \propto significa proporcional a. Se puede cambiar \propto por el signo de igualdad y escribir

$$P = k_1 \times \frac{1}{v}$$

donde k_1 es una constante llamada constante de proporcionalidad. La ecuación es una expresión matemática de la ley de Boyle. Podemos reorganizar la ecuación para obtener

$$PV = k_1$$

Aunque los valores individuales de presión y volumen pueden variar mucho para una muestra dada de un gas, siempre que la temperatura permanezca constante y la cantidad de gas no cambie, P multiplicada por V siempre será igual a la misma constante. Por consiguiente, para una muestra de un gas bajo dos conjuntos de condiciones distintas a temperatura constante, tenemos

$$P_1V_1 = k_1 = P_2V_2$$

o

$$P_1V_1 = P_2V_2$$

donde V_1 y V_2 son los volúmenes sometidos a las presiones P_1 y P_2 , respectivamente.

Ley de Charles y de Gay-Lussac

La ley de Boyle depende de que la temperatura del sistema permanezca constante. Pero suponga que cambia la temperatura. ¿Cómo afectará el cambio de la temperatura al volumen y la presión de un gas? Veamos por principio de cuentas el efecto de la temperatura sobre el volumen de un gas. Los primeros investigadores que estudiaron esta relación fueron los científicos franceses Jacques Charles y Joseph Gay-Lussac. Sus estudios demostraron que, a una presión constante, el volumen de una muestra de gas se expande cuando se calienta y se contrae al enfriarse. Las relaciones cuantitativas implicadas en estos cambios de temperatura y volumen del gas resultan ser notablemente congruentes.

La dependencia del volumen de un gas con la temperatura, se da por

$$\begin{aligned} V &\propto T \\ V &= k_2T \\ \text{o} \\ \frac{V}{T} &= k_2 \end{aligned}$$

donde k_2 es la constante de proporcionalidad. La ecuación se conoce como ley de Charles y de Gay-Lussac, o simplemente ley de Charles, la cual establece que el volumen de una cantidad fija de gas mantenido a presión constante es directamente proporcional a la temperatura absoluta del gas.

Podemos comparar dos condiciones de volumen-temperatura para una muestra dada de un gas a presión constante.

$$\begin{aligned} \frac{V_1}{T_1} &= k_2 = \frac{V_2}{T_2} \\ \text{o} \\ \frac{V_1}{T_1} &= \frac{V_2}{T_2} \end{aligned}$$

donde V_1 y V_2 son los volúmenes de los gases a las temperaturas T_1 y T_2 (ambas en grados kelvin °k), respectivamente.

Otra forma de la ley de Charles muestra que para una cantidad de gas a volumen constante, la presión del gas es proporcional a la temperatura

$$\begin{aligned} P &\propto T \\ P &= k_3T \\ \frac{P}{T} &= k_3 \end{aligned}$$

$k_3 = nR/V$. Con la ecuación tenemos

$$\frac{P_1}{T_1} = k_3 = \frac{P_2}{T_2}$$

$$\text{o}$$

$$\frac{P_1}{T_1} = \frac{P_2}{T_2}$$

donde P_1 y P_2 son las presiones del gas a temperaturas T_1 y T_2 , respectivamente.

Ley de Avogadro

El trabajo del científico italiano Amedeo Avogadro complementó los estudios de Boyle, Charles y Gay-Lussac. En 1811 publicó una hipótesis en donde estableció que a la misma temperatura y presión, volúmenes iguales de diferentes gases contienen el mismo número de moléculas (o átomos si el gas es monoatómico). De ahí que el volumen de cualquier gas debe ser proporcional al número de moles de moléculas presentes, es decir

$$V \propto n$$

$$V = k_4 n$$

donde n representa el número de moles y k_4 es la constante de proporcionalidad. La ecuación es la expresión matemática de la ley de Avogadro, la cual establece que a presión y temperatura constantes, el volumen de un gas es directamente proporcional al número de moles del gas presente.

Ecuación del gas ideal

Así las leyes de los gases que hemos analizado hasta el momento:

Ley de Boyle: $V \propto \frac{1}{p}$ (a n y T constantes)

Ley de Charles: $V \propto T$ (a n y P constantes)

Ley de Avogadro: $V \propto n$ (a P y T constantes)

Podemos combinar las tres expresiones a una sola ecuación maestra para el comportamiento de los gases:

$$V \propto \frac{nT}{P}$$

$$V = R \frac{nT}{P}$$

$$PV = nRT$$

donde R , la constante de proporcionalidad, se denomina constante de los gases. La ecuación conocida como ecuación del gas ideal, explica la relación entre las cuatro variables P , V , T y n . Antes que apliquemos la ecuación del gas ideal a un sistema real

debemos calcular R, la constante de los gases. A 0°C (273.15 K) y 1 atm de presión, muchos gases reales se comportan como un gas ideal.

3.13. Clasificación de las aguas de riego con base a su conductividad eléctrica (CE)

Al clasificar las aguas para riego, se utilizan condiciones medias con respecto a la textura del suelo, la velocidad de infiltración, el drenaje, la cantidad de agua usada, el clima y tolerancia del cultivo a las sales. Desviaciones considerables del valor medio de cualquiera de estas variables, pueden hacerse inseguros el uso de una agua que bajo condiciones medias sería de buena calidad o, al contrario, pueden inducir a considerar una agua como buena cuando bajo condiciones medias sería de dudosa calidad. Esto se debe tener muy en cuenta cuando se trata de clasificar las aguas para riego.

Las aguas se dividen en cuatro de acuerdo a su conductividad eléctrica (CE), siendo los puntos división entre dichas clases, los valores 250,750 y 2,250 micromhos cm^{-1} . (según Richard 1959, Ayres y Westcot, 1987.)

Los límites entre clases se seleccionaron de acuerdo con las relaciones que existen entre la conductividad eléctrica de los extractos de saturación del suelo y correspondientemente a las aguas para riego. La conductividad eléctrica, indica la concentración salina de una solución. Inicialmente el US Salinity Laboratory estableció la clasificación siguiente:

Tabla 10 Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la CE según Richard, 1959.

Clasificación	CE a 25°C ($\mu\text{mhos/cm}$)	Concentraciones de Sal en gr/L (aprox.)
C.1. Aguas de baja salinidad	0—250	<0.2
C.2. Aguas de salinidad media	250—750	0.2—0.5
C.3. Aguas altamente salinas	750—2250	0.5—1.5
C.4. Aguas muy altamente salinas	2250--5000	1.5—3.0

C.1. Aguas de baja salinidad: Puede usarse para riego en la mayor parte de los cultivos, en casi cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad. Se necesita algún lavado, pero éste se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad.

C.2. Aguas de salinidad media: Puede usarse siempre y cuando haya un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales

de control de la salinidad, se pueden lograr plantas moderadamente tolerantes a las sales.

C.3. Aguas altamente salinas: No puede usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aun con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad, debiendo, por lo tanto, seleccionar únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a sales.

C.4. Aguas muy altamente salinas: No es apropiada para riego bajo condiciones ordinarias, pero puede usarse ocasionalmente en circunstancias muy especiales. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, debiendo aplicarse un exceso de agua para lograr un buen lavado; en este caso, se deben seleccionar cultivos altamente tolerantes a sales.

Esta clasificación ha sido perfeccionada en la actualidad. La clasificación actual es la siguiente:

Tabla 11 Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la CE según Pizarro 1978.

Clasificación	CE a 25°C ($\mu\text{mhos/cm}$)
Baja salinidad	0—250
Moderada salinidad	250—750
Media salinidad	750—2250
Alta salinidad	2250—4000
Muy alta salinidad	4000—6000
Excesivamente alta salinidad	> 6000

No hay que confundir la CE aceptable en un agua con la CE que toleran los cultivos. Son conceptos distintos: la segunda es la CE del agua de la solución del suelo (expresada normalmente por la CE correspondiente al estado de saturación), es diferente de la del agua de riego, y generalmente es mayor que ésta.

3.14. Clasificación de las aguas de riego para riego con base a la salinidad efectiva (SE).

Cuando el agua es parte de la solución del suelo y alcanza valores de humedad menores del 50 por ciento de la humedad, los carbonatos y sulfatos de calcio se precipitan por lo que no contribuyen a la presión osmótica.

Este método de clasificación propuesto por Doneen 1959 revisado por Carlos Valverde es una estimación más real del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues considera la precipitación de los carbonatos de calcio y de magnesio y de los sulfatos de calcio, y que por lo tanto dejan de tener efecto en la presión osmótica de la solución del suelo. Este proceso es más relevante cuando las aguas tienen un alto contenido de carbonatas y bicarbonatos.

Su cálculo se efectúa de la siguiente manera:

Si, $Ca > (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$ entonces:

$$SE = \sum \text{cationes} - (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$$

Si, $Ca < (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$; pero $Ca > (CO_3 + HCO_3)$; entonces:

$$SE = \sum \text{cationes} - Ca$$

Si, $Ca < (HCO_3 + HCO_3)$; pero $(Ca + Mg) > (CO_3 + HCO_3)$; entonces:

$$SE = \sum \text{cationes} - (CO_3 + HCO_3)$$

Si, $(Ca + Mg) < (CO_3 + HCO_3)$; entonces:

$$SE = \sum \text{cationes} - (Ca + Mg)$$

Todos los iones se expresan en meq/L

Con base a los criterios anteriores, se efectúa la siguiente calificación:

Tabla 12 Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la Salinidad Efectiva.

Clase	Uso	Salinidad efectiva (SE meqL ⁻¹)
Primera Clase	Buena	< de 3
Segunda Clase	Condicionada	3—15
Tercera Clase	No recomendada (peligrosa)	> de 15

3.15. Clasificación de las aguas de riego para riego con base a la salinidad potencial (SP)

Si la humedad aprovechable del suelo disminuye por debajo del 50%, las sales solubles de los cloruros (Cl⁻), así como los sulfatos (SO₄²⁻)son las últimas sales que quedan en solución. La salinidad potencial es un índice para estimar el efecto adverso que producen este tipo de sales a bajos niveles de humedad y que por lo tanto aumentan considerablemente la presión osmótica.

Este índice se calcula con la fórmula siguiente (Palacios y Aceves, 1970; Del Valle, 1992; Aguilera y Martínez, 1996; Marín, 2002):

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

Clasificación de aguas de riego según su salinidad potencial.

Tabla 13 Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la Salinidad Potencial

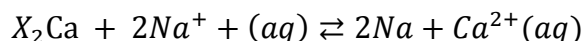
Clase	Salinidad Potencial (meqL ⁻¹)
Buena	< de 3
Condicionada	3—15
No recomendable	> de 15

Todos los iones se expresan en meqL⁻¹.

3.15.1. Ecuación de Gapon (intercambio catiónico)

La capacidad de los suelos para intercambiar un catión por otro al percolar fue una de las primeras observaciones de los estudios del suelo. Esta es una propiedad importante para muchos procesos; igual que las teorías de adsorción y precipitación se usan ampliamente para interpretar la química del fósforo en el suelo, las consideraciones de intercambio de cationes gobiernan la mayoría del comportamiento del potasio, otros nutrientes principales de las plantas. Gran parte de la misma teoría, implica uno de los más importantes problemas de manejo en la agricultura de regadío, es decir, la salinidad y la sodicidad. Los modelos de intercambio de cationes no dicen nada acerca de los mecanismos superficiales: las ecuaciones derivan de una consideración de las propiedades termodinámicas de los iones, y éstas son independientes del proceso.

El intercambio de cationes se refiere esencialmente al intercambio de iones divalentes por monovalentes sobre la superficie del suelo, la ecuación es:



donde X representa la superficie cargada negativamente. Debe notarse que la ecuación supone que hay suficientes lugares en la superficie para que la reacción progrese. Usando un enfoque tradicional de acción de masas, la constante de equilibrio del intercambio K_{ex} es:

$$K_{ex} = \frac{(NaX)^2(Ca^{2+})}{(CaX_2)(Na^+)^2}$$

en donde los paréntesis () son actividades. Esto es fácil de comprender en el caso de los iones de la solución, pero es un concepto más difícil para las soluciones adsorbidas. De hecho, la principal dificultad en la génesis de modelos de intercambio iónico es proporcionar estimaciones validas para los coeficientes de actividades de los iones retenidos sobre el complejo de cambio. Las principales diferencias entre las distintas ecuaciones encontradas en la literatura están en la convención usada para interpretar expresiones como (KX). El procedimiento usado por Vanselow, en una fecha tan temprana como 1932. Fue identificar la actividad superficial con las fracciones molares de los dos componentes de la fase superficial.

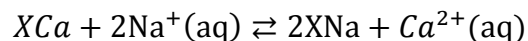
$$NaX = \frac{[NaX]}{[NaX+CaX_2]} \text{ y } CaX = \frac{[CaX]}{[NaX+CaX_2]}$$

donde los corchetes indican la concentración (Por ejemplo en mol kg⁻¹), de manera que:

$$Na^v = \frac{[NaX]^2}{[CaX_2][NaX + CaX_2]} \times \frac{(Ca^{2+})}{(Na^+)^2}$$

Es inherente a este enfoque que los coeficientes de actividades de los iones sobre la superficie se consideren la unidad. A pesar de esto, el enfoque de Vanselow se ha demostrado útil, aunque la experiencia muestra que no siempre funciona bien si se usa en una gama amplia de composiciones de superficie, o incluso para suelos en general, en comparación con minerales simples.

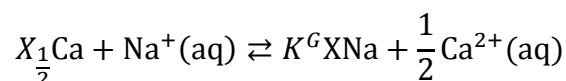
Una idea alternativa es usar el concepto de equilibrio de cargas en lugar de expresar la ecuación de intercambio en términos de cantidades molares. Esto destaca que solo puede ser adsorbido en la superficie la mitad de Ca²⁺ que de Na⁺ para equilibrar la (supuesta) carga fija:



En ésta, el número de equivalentes de lugar de carga (moles de carga sobre la superficie) es fijo pero, en compensación, las concentraciones de la solución deben expresarse en moles de carga (equivalentes) en lugar de en moles.

$$K_{ex} = \frac{(XNa)^2(Ca^{2+})}{(XCa_{\frac{1}{2}})^2(Na^+)^2}$$

La similitud con el enfoque de Vanselow se completa por la suposición de que la actividad de cada ion sobre la superficie es igual a su fracción equivalente en ella la K_{ex} así obtenida es la base de la aproximación de Gapon al equilibrio de cationes. La ecuación se escribe como antes, pero usando cantidades de mitad:



La constante de Gapon, K^G , se define entonces usando concentraciones de soluciones en lugar de actividades:

$$K^G = \frac{XNa \cdot Ca^{1/2}}{X_{\frac{1}{2}}Ca \cdot Na}$$

Puede parecer inapropiada la introducción de la concentración en tal ecuación. Sin embargo, la ecuación de Gapon se ha usado ampliamente en estudios de salinidad, y resulta que la relación entre la normalidad de sodio y (la raíz cuadrada) de la de calcio es muy similar a la reacción de las actividades correspondientes en el intervalo usualmente encontrado en la práctica.

La propia ecuación de Gapon (usando concentraciones) es ampliamente utilizada para comprender el intercambio de sodio por calcio en los suelos salinos. En la practica, estos suelos a menudo contienen cantidades significativas de magnesio intercambiable, y se supone que este se comporta como ion de intercambio de la misma manera que el calcio. Así, la relación de Gapon es:

$$\frac{[NaX]}{[(Ca + Mg)_{\frac{1}{2}}X]} = K^G = \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}$$

En unidades de carga (equivalentes)

$$\frac{[NaX]}{[(Ca + Mg)_{\frac{1}{2}}X]} = K^G \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]}$$

Esta ecuación conduce directamente a la definición del porcentaje de sodio intercambiable (PSI)(una concentración de los iones adsorbidos en el sólido), y la relación de adsorción de sodio (RAS)(una característica de los iones disueltos en la solución del suelo). Suponiendo que Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} son los únicos cationes significativos, entonces:

$$PSI = \frac{100[NaX]}{[(Ca + Mg + Na)X]}$$

y $(Ca + Mg + Na)X = CIC$ (todo en equivalentes).

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}\right)^{\frac{1}{2}}}$$

Así que, finalmente:

$$PSI = \frac{100 \frac{RAS}{K^G}}{1 + \left(\frac{RAS}{K^G}\right)}$$

Según Alan Wild, 1982.

3.16. Clasificación de las aguas con base al RAS (relación de adsorción de sodio).

Los contribuyentes inorgánicos de las aguas de riego reaccionan con los suelos en forma iónica. Los principales cationes son calcio, magnesio y sodio, con pequeñas cantidades de potasio. Los aniones principales son los carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros, y en menor cantidad, nitratos y fluoruros. El peligro de la sodificación que entraña el uso de una agua de riego, queda determinado por la concentración absoluta y relativa de los cationes. Si la proporción de sodio es alta, será mayor el peligro de sodificación y, al contrario, si predomina el calcio y el magnesio, el peligro es menor. La importancia de los constituyentes catiónicos de un agua de riego con relación a las propiedades físicas y químicas del suelo, se reconoció mucho antes de que las reacciones del intercambio catiónico fueran bien comprendidas. Scofield y Headley (1921) resumieron el resultado de varios experimentos para la recuperación de los suelos sódicos, diciendo que “las aguas duras hacen tierras blandas y aguas blandas las endurecen”. Los suelos sódicos se forman por acumulación de sodio intercambiable y con frecuencia se caracterizan por su baja permeabilidad y difícil manejo.

Anteriormente la proporción relativa del sodio con respecto a otros cationes en el agua de riego, se expresaba en términos de por ciento de sodio soluble. Sin embargo, la relación de adsorción de sodio (RAS) en una solución del suelo, se relaciona con la adsorción de sodio y, en consecuencia, esta relación usarse como “índice de sodio” o “del peligro de sodificación que tiene dicha agua”. Esta relación es la siguiente :

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

En la cual, Na^+ , Ca^{++} y Mg^{++} representan las concentraciones en miliequivalentes por litro (meqL^{-1}) de los iones respectivos en la figura 8 se presenta un monograma para determinar el valor del RAS en una agua para riego. (Richard,1994).

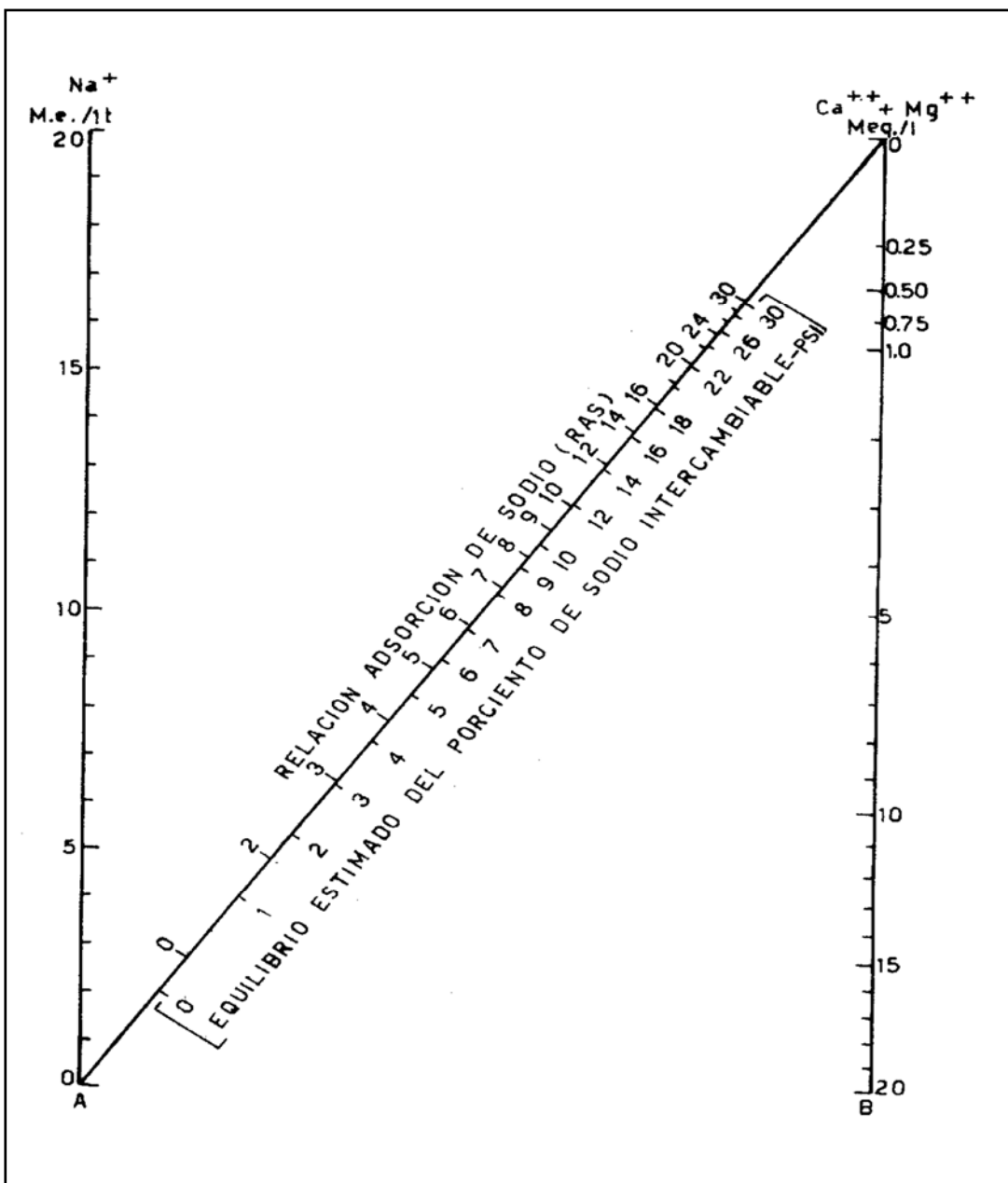


Figura 8 Monograma para determinar el valor de RAS y PSI

El método del RAS considera los problemas de infiltración como resultado de un exceso de sodio en relación al calcio y magnesio, pero no toma en consideración los cambios en contenido de calcio en el agua del suelo, que pueden resultar debido a la precipitación o disolución durante o después del riego.

El sodio forma una parte importante de la salinidad y permanece todo el tiempo soluble en equilibrio con el sodio intercambiable del suelo. La solubilidad o precipitación del sodio no es afectada por factores externos, ya sea que se haya concentrado por la extracción de agua por las plantas, diluido por efectos del riego, y la lixiviación fuera de la zona radicular. El calcio, por lo contrario, no se mantiene completamente soluble o en cantidades constantes, sino que cambia continuamente hasta alcanzar su equilibrio. Estos cambios ocurren a la disolución de minerales como el yeso, aumenta el contenido de calcio en la solución del suelo, o a su precipitación generalmente en forma de carbonato de calcio.

La disolución del calcio es fomentada por la dilución y por el dióxido de carbono disuelto en el agua del suelo, mientras que su precipitación ocurre debido a la presencia de suficiente calcio, junto con carbonatos, bicarbonatos o sulfatos, en cantidades suficientes como para exceder la solubilidad del carbonato de calcio (caliza) o sulfato de calcio (yeso). Poco después de un riego, la cantidad de calcio puede variar debido a la disolución o precipitación del calcio contenida en el agua del suelo, estableciéndose un nuevo equilibrio con la nueva concentración de calcio, diferente al equilibrio en agua aplicada. La ecuación del RAS no considera estos cambios y puede, por consiguiente, dar resultados diferentes. Sin embargo, el procedimiento del RAS sigue siendo un procedimiento de evaluación aceptable para la mayoría de las aguas utilizadas en la agricultura de regadío.

3.16.1. Ecuación para el cálculo del RAS_{aj}

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}} [1 + (8.4 - pHc)]$$

Dónde:

$pH=8.4$ es aproximadamente el pH de un suelo no sódico en equilibrio con el carbonato de calcio ($CaCO_3$). El índice de saturación estima la precipitación del ion carbonato del agua de riego como una función del grado de saturación con $CaCO_3$ en la solución del suelo. El índice de saturación se calcula como sigue: $IS=(8.4-pHc)$. El pHc se define como sigue: $pHc= (pK_2 - pKps) + p(Ca+Mg) + p(CO_3 + HCO_3)$, donde: $p(Ca+Mg)$ corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de $(Ca+Mg)$, $p(CO_3 + HCO_3)$, corresponde al logaritmo negativo de la concentración equivalente de CO_3 y HCO_3 , y pK_2 y $pKps$ son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 y el producto de la solubilidad del $CaCO_3$, corregidos ambos por fuerza iónica.

3.16.2. Ecuación para el cálculo del RAS°

Esta es una alternativa de evaluación, la cual considera la ecuación del RAS, ajustando la concentración de calcio en el agua al valor de equilibrio esperado después del riego, e incluye, además, los efectos del dióxido de carbono (CO₂), del carbonato (HCO₃) y de la salinidad, sobre el calcio originalmente contenido en el agua del riego y que no forma parte del agua del suelo. Este procedimiento denominado Relación de Adsorción de Sodio corregida (RAS°), supone la existencia de una fuente de calcio en el suelo, como la caliza (CaCO₃) u otros minerales como los silicatos y la inexistencia de precipitación del magnesio.

El RAS° puede utilizarse para prever los problemas de infiltración causados por concentraciones relativamente altas de sodio, o bajas de calcio, en las aguas de riego (Suarez, 1981 y Rhoades, 1982).

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

Dónde:

Na es el contenido de sodio en el agua de estudio meqL⁻¹

Ca° es el contenido corregido de calcio en el agua de estudio meqL⁻¹

Mg es el contenido de magnesio en el agua de estudio meqL⁻¹

El valor de Ca° es el contenido de calcio en el agua de estudio, corregido por la salinidad del agua (ECa), por el contenido de bicarbonatos en relación a su propio contenido de calcio (HCO₃) y por la presión parcial del dióxido de carbono (CO₂) ejercida en los primeros milímetros del suelo (P=0.0007atmosferas). La Tabla 14 de los valores de calcio corregidos (Ca°), para ser utilizados en la ecuación del RAS°. Cada uno de estos valores representa la concentración final del calcio que permanecería en solución en el suelo, como resultado de aplicar una agua de determinada salinidad (ECa) y contenido relativo de bicarbonatos en relación al calcio (HCO₃/Ca).

Tabla 14 concentración de calcio (Ca^o) en el agua del suelo, contenida en el suelo cerca de la superficie, que se resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO₃/Ca y conductividad ECa.

		Salinidad del agua aplicada (dS·m ⁻¹)											
		0.10	0.20	0.30	0.50	0.70	1.00	1.50	2.00	3.00	4.00	6.00	8.00
Valor de HCO₃/Ca	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	9.54
	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
	0.50	4.61	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	
10.0	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58	
20.0	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37	
30.0	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28	

Fuente: Suárez (1981)

Supone: a) Una fuente de calcio proveniente de silicatos o caliza (CaCO₃); b) no existe precipitación del magnesio; y c) la presión relativa al CO₂ cerca de la superficie del suelo es 0.0007 atmósferas
Ca^o, HCO₃/Ca expresados en meqL⁻¹ y la ECa en dSm⁻¹

3.16.3. Ecuación para el cálculo del RAS de Villafañe

Entre las sales más frecuentes en las aguas de riego los carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio y sulfato de calcio son las menos solubles, y el aumento de la concentración de sales en la solución del suelo como resultado de la evapotranspiración es menor que con las sales más solubles debido a que las menos solubles alcanzan primero su límite de solubilidad (USSLS, 1954; Pla y Dappo, 1977). En caso que la percolación sea poca, las posibilidades de acumulación de sales en el fondo del perfil aumentan (Villafañe y Pla, 1994; Chhabra, 1996). En el caso de abundancia de sales de sodio, dada su alta solubilidad, las posibilidades de su concentración en la solución del suelo con respecto a las de calcio y magnesio se elevan y con ello los riesgos de sodificación.

Basado en las consideraciones anteriores, se ideó un procedimiento que ofrece recomendaciones de manejo del agua de riego de acuerdo con los riesgos de sodificación y salinización, el primero según la composición salina del agua. La composición salina se obtiene partiendo de la solubilidad relativa de las sales señaladas en el tabla 15 implementando la secuencia de cálculos aquí propuesta e indicada en el tabla 15.

Tabla 15 Sales frecuentes en aguas de riego y suelos (Adaptado de Doneen, 1975, y Pizarro, 1990).

Sal	Categoría de solubilidad (propuesta)
Carbonato de calcio [CaCO ₃] Carbonato de magnesio [MgCO ₃]	Muy baja (<10 mmolc·L-1)
Bicarbonato de calcio [Ca(HCO ₃) ₂] Bicarbonato de magnesio [Mg(HCO ₃) ₂]	Baja (entre 10 y 20 mmolc·L-1)
Sulfato de calcio [CaSO ₄ · 2H ₂ O]	Intermedia (entre 20 y 1.000 mmolc·L-1)
Bicarbonato de sodio [NaHCO ₃] Sulfato de magnesio [MgSO ₄] Cloruro de sodio [NaCl] Sulfato de sodio [Na ₂ SO ₄] Carbonato de sodio [Na ₂ CO ₃]	Alta (entre 1.000 y 10.000 mmolc·L-1)
Cloruro de magnesio [MgCl ₂] Cloruro de calcio [CaCl ₂]	Muy alta (> 10.000 mmolc·L-1)

Esta secuencia de cálculo parte del principio básico que las sales van precipitando en ese orden, de acuerdo con sus límites de solubilidad; primero precipita la menos soluble y luego la que le sigue en solubilidad, quedando en último lugar la más soluble. Con la composición salina así obtenida, se puede precisar la posibilidad de precipitación de sales de poca solubilidad y en consecuencia los riesgos de sodificación.

Tabla 16 Secuencia de cálculos para obtener la composición salina del agua a partir de la composición iónica. Fuente Bioagro 1999.

Sal	Secuencia de cálculos
CaCO ₃	Si $[Ca^{2+}] > [CO_3^{=}]$, entonces $[CaCO_3] = [CO_3^{=}]$, de lo contrario, $[CaCO_3] = [Ca^{2+}]$
MgCO ₃	Si $[Mg^{2+}] > [CO_3^{=} - CaCO_3]$, entonces $[MgCO_3] = [CO_3^{=} - CaCO_3]$, de lo contrario, $[MgCO_3] = [Mg^{2+}]$
Ca(HCO ₃) ₂	Si $[HCO_3^{-}] > [Ca^{2+} - CaCO_3]$, entonces $[Ca(HCO_3)_2] = [Ca^{2+} - CaCO_3]$, de lo contrario, $[Ca(HCO_3)_2] = [HCO_3^{-}]$
Mg(HCO ₃) ₂	Si $[HCO_3^{-} - Ca(HCO_3)_2] > [Mg^{2+} - MgCO_3]$, entonces $[Mg(HCO_3)_2] = [Mg^{2+} - MgCO_3]$, de lo contrario, $[Mg(HCO_3)_2] = [HCO_3^{-} - Ca(HCO_3)_2]$
CaSO ₄	Si $[Ca^{2+} - CaCO_3 - Ca(HCO_3)_2] > [SO_4^{=}]$, entonces $[CaSO_4] = [SO_4^{=}]$, de lo contrario, $[CaSO_4] = [Ca^{2+} - CaCO_3 - Ca(HCO_3)_2]$
NaHCO ₃	Si $[HCO_3^{-} - Ca(HCO_3)_2 - Mg(HCO_3)_2] > [Na]$, entonces $[NaHCO_3] = [Na]$, de lo contrario, $[NaHCO_3] = [HCO_3^{-} - Ca(HCO_3)_2 - Mg(HCO_3)_2]$
K ₂ SO ₄	Si $[K^{+}] > [SO_4^{=} - CaSO_4]$, entonces $[K_2SO_4] = [SO_4^{=} - CaSO_4]$, de lo contrario, $[K_2SO_4] = [K^{+}]$
KCl	Si $[Cl^{-}] > [K^{+} - K_2SO_4]$, entonces $[KCl] = [K^{+} - K_2SO_4]$, de lo contrario, $[KCl] = [Cl^{-}]$
MgSO ₄	Si $[SO_4^{=} - CaSO_4 - K_2SO_4] > [Mg^{2+} - MgCO_3 - Mg(HCO_3)_2]$, entonces $[MgSO_4] = [Mg^{2+} - MgCO_3 - Mg(HCO_3)_2]$, de lo contrario, $[MgSO_4] = [SO_4^{=} - CaSO_4 - K_2SO_4]$
NaCl	Si $[Na^{+} - NaHCO_3] > [Cl^{-} - KCl]$, entonces $[NaCl] = [Cl^{-} - KCl]$, de lo contrario, $[NaCl] = [Na^{+} - NaHCO_3]$
Na ₂ SO ₄	Si $[Na^{+} - NaHCO_3 - NaCl] > [SO_4^{=} - CaSO_4 - K_2SO_4 - MgSO_4]$, entonces $[Na_2SO_4] = [SO_4^{=} - CaSO_4 - K_2SO_4 - MgSO_4]$, de lo contrario, $[Na_2SO_4] = [Na^{+} - NaHCO_3 - NaCl]$
Na ₂ CO ₃	Si $[Na^{+} - NaHCO_3 - NaCl - Na_2SO_4] > [CO_3^{=} - CaCO_3 - MgCO_3]$, entonces $[Na_2CO_3] = [CO_3^{=} - CaCO_3 - MgCO_3]$, de lo contrario, $[Na_2CO_3] = [Na^{+} - NaHCO_3 - NaCl - Na_2SO_4]$
MgCl ₂	Si $[Mg^{2+} - MgCO_3 - Mg(HCO_3)_2 - MgSO_4] > [Cl^{-} - KCl - NaCl]$, entonces $[MgCl_2] = [Cl^{-} - KCl - NaCl]$, de lo contrario, $[MgCl_2] = [Mg^{2+} - MgCO_3 - Mg(HCO_3)_2 - MgSO_4]$
CaCl ₂	Si $[Ca^{2+} - CaCO_3 - Ca(HCO_3)_2 - CaSO_4] > [Cl^{-} - KCl - NaCl - MgCl_2]$, entonces $[CaCl_2] = [Cl^{-} - KCl - NaCl - MgCl_2]$, de lo contrario, $[CaCl_2] = [Ca^{2+} - CaCO_3 - Ca(HCO_3)_2 - CaSO_4]$

La relación de adsorción de sodio del agua en el suelo superficial (RAS°), propuesto por Suarez (1981), considera la precipitación del calcio del agua o la solubilización de éste del suelo, según la ecuación, donde Ca° es la concentración corregida del calcio.

En el caso de Villafañe (2011), se propone un procedimiento alternativo de cálculo del RAS°, denominado RAS modificado (RASmod) en este caso lo llamaremos RAS_{villa}:

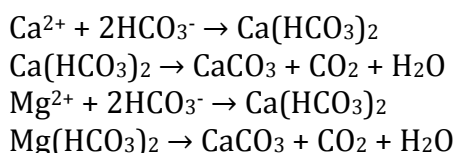
$$RAS_{villa} = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+} - \langle CaCO_3 + (0.5 * Ca(HCO_3)_2) \rangle] + [Mg^{2+} - \langle MgCO_3 + (0.25 * Mg(HCO_3)_2) \rangle]}{2}}}$$

La similitud observada en los trabajos de Villafañe (2011) entre RAS° y RAS_{villa} permite la utilización del RAS_{villa} en lugar del RAS° por su facilidad de cálculo cuando se tiene la composición salina del agua. Se asume que los carbonatos de calcio y magnesio precipitan totalmente mientras los bicarbonatos de calcio y magnesio lo hacen de manera parcial, precipitando proporcionalmente más bicarbonato de calcio que bicarbonato de magnesio por la menor solubilidad del primero. Cabe destacar que el RAS° no considera cambios en el ion magnesio.

3.17. Efecto de la concentración de los iones CO₃²⁻ y HCO₃⁻

Alto contenido de carbonato (CO₃²⁻) y bicarbonato (HCO₃⁻) aumenta el índice de RAS (sobre > 3-4meqL⁻¹ o > 180-240mgL⁻¹). A continuación explicaremos como:

La presencia de los iones carbonato y bicarbonato en el agua de riego afecta al RAS de la solución del suelo. En efecto, cuando a continuación de un riego, la evapotranspiración comienza a eliminar agua del suelo, como las sales prácticamente no se eliminan, la concentración salina del agua del suelo aumenta de manera que puede alcanzarse los límites de solubilidad de los carbonatos y bicarbonatos de Ca y Mg. Cuando esto ocurre, los iones de carbonato y bicarbonato se combinan con calcio y magnesio precipitando en forma de carbonato de calcio (CaCO₃) o carbonato de magnesio (MgCO₃) y en consecuencia aumenta la porción de Na.



La concentración de Ca²⁺ y Mg²⁺ decrece en relación al sodio y el índice RAS es mayor. Esto provoca la alcalinización y aumento del pH. Entonces, cuando el análisis del agua

indica un nivel alto de pH, esto es una señal de que los valores de carbonatos y bicarbonatos son altos. Eaton (1995) propuso las siguientes ecuaciones:

Porcentaje de Sodio Intercambiable

$$PSI = \frac{Na^+}{(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+)} \times 100$$

Porcentaje de Sodio Posible

$$PSP = \frac{Na^+}{[(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+) - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)]} \times 100$$

Carbonato de Sodio Residual

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$$

Donde los iones se expresan en meqL⁻¹. los valores del CSR que permite valorar el el peligro de sodificación se muestran en la tabla 17.

Tabla 17 Clasificación en base a los índices de Eaton. Carbonato de Sodio Residual (CSR). (Richards et al., 1959).

Clasificación	Tipo	C.S.R. (meqL ⁻¹)	Observaciones
1	Aguas altas en CSR	>2.5	No son buenas para el riego
2	Aguas medias en CSR	1.25 – 2.5	Dudosas para el riego
3	Aguas bajas en CSR	<1.25	Buenas para el riego

En la evaluación de un agua atendiendo a su CSR hay que tener en cuenta el tipo de suelo: un cierto CSR puede ser peligroso en un suelo sódico y tener efecto mejorador en un suelo ácido.

Si en algunas aguas el contenido de carbonatos y bicarbonatos es mayor que el contenido de calcio y magnesio, existe la posibilidad de que se forme el carbonato de sodio debido a la alta solubilidad; puede permanecer en solución aun después de que se han precipitado los carbonatos de calcio y de magnesio, además el carbonato de sodio provoca la defloculación del suelo. (Richard 1985 y Pizarro 1986)

3.18. Porcentaje de Sodio Intercambiable

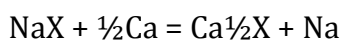
Varios investigadores han tratado de evaluar la conveniencia relativa de las ecuaciones de intercambio iónico bajo un grupo de condiciones experimentales dadas, encontrando supremacía de unas sobre otras. Comparando varias ecuaciones incluyendo la de Kerr, Vaselow, Krishnomoorthy-Overstreet, Gapon y las basadas en el equilibrio de Donnan para sistemas Na—Ca y Na—Ca—Mg en bentonita, illita y

caolinita, minerales arcillosos y diferentes tipos de suelos, usando soluciones de equilibrio con una variación amplia en salinidad y relación de adsorción de sodio (RAS). Se ha encontrado que los coeficientes de selectividad disminuyen con el aumento de RAS de la solución de equilibrio. Las ecuaciones de Kerr, Vanselow y Krishnomoorthy-Overstreet, mostraron mayor variación que la de Gapon y Donnan; sin embargo, los suelos mostraron mayores variaciones en el coeficiente de selectividad que los minerales arcillosos.

La variación de los coeficientes de selectividad bajo condiciones de equilibrio en el suelo, parecen ser debido a la no uniformidad de carga, variaciones en los coeficientes de actividad de los cationes con el aumento del grado de saturación y presencia de mezclas diferentes tipos de materiales intercambiadores de cationes en el suelo.

En estas ecuaciones hay dos desventajas principales, primero la falta de conocimiento de la actividad de los iones intercambiables, la segunda la suposición de tratar al Ca y Mg como un catión divalente simple con el mismo coeficiente de actividad.

Usando la ecuación de Gapon, el personal del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos, dio las siguientes nominaciones:



$$\frac{(CaX)(Na)}{(NaX)(Ca)^{\frac{1}{2}}} = K_G$$

a esta relación $(Na)/(Ca)^{\frac{1}{2}}$ se le llamo relación de adsorción de sodio (RAS) y por considerar que el Ca y Mg se comportaban químicamente en igual forma.

A la relación de NaX/CaX se le llamo relación de sodio intercambiable (RSI) y se puede escribir así, en base a la misma consideración para Ca y Mg:

$$RSI = \frac{NaX}{[CaX + MgX]}$$

De estas dos relaciones se han obtenido funciones que relacionan el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) con ellas.

Considerando la estrecha correlación que existe entre el RAS de la solución del suelo y el RSI, en el Laboratorio de Salinidad de EE.UU. se propuso una relación empírica para predecir el porcentaje de sodio intercambiable en el suelo (PSI). En base a una ecuación de regresión cuyo modelo general es $RSI=a + bRAS$ y en el cual al sustituir RSI por $NaX/(CIC - NaX)$ y dividir y multiplicar el denominador entre CIC y por 100

respectivamente, se llega a una ecuación general que relaciona el RAS con el PSI. La ecuación es la siguiente:

$$PSI = \frac{100(a + b \cdot RAS)}{[1 + (a + b \cdot RAS)]}$$

la que el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América Expresa en forma numérica así:

$$PSI = \frac{100(-0.0126 + 0.01475 \cdot RAS)}{[1 + (-0.0126 + 0.01475 \cdot RAS)]}$$

Esta ecuación no intercepta el origen como es requerido por la ecuación de Gapon, por lo que pueden dar valores erróneos cuando se calcula el PSI en función de la RAS en base a ella; por lo que en aplicación debe ser limitada o bien calibrarse para cada una de las condiciones dadas, debido a que como se sabe, existen variaciones muy fuertes debido a la concentración de sales, naturaleza de los iones y de material coloidal del suelo, que generalmente es heterogéneo con diferentes tipos de intercambiadores.

La otra función que relaciona la RSI con el PSI, se deriva de la RSI, en la siguiente forma: la capacidad de intercambio catiónico (CIC) para un sistema heteroiónico (Na y Ca) es:

$$CIC = NaX + CaX$$

Despejando CaX se tiene:

$$CaX = CIC - NaX$$

Sustituyendo este valor en la RSI se tiene:

$$RSI = \frac{NaX}{CIC - NaX} \quad o \quad PSI = \frac{XNa}{CIC} \cdot 100$$

$$X_{1/2} Ca + Na^+ = XNa + \frac{1}{2} ca^{2+}$$

$$K = \frac{XNa \cdot Ca^{\frac{1}{2}}}{X_{1/2} Ca \cdot Na}$$

$$\frac{1}{K} = \frac{X_{1/2} Ca \cdot Na}{XNa \cdot \sqrt{Ca}}$$

$$\frac{XNa}{XCa} = K \frac{Na}{\sqrt{Ca}}$$

$$RSI = \frac{XNa}{XCa} \quad RAS = \frac{Na}{\sqrt{Ca}}$$

Ahora se define el Porcentaje de Sodio Intercambiable como:

$$PSI = \frac{XNa}{CIC} \cdot 100$$

y como: $CIC = XNa + XCa$

Ahora hacemos los arreglos correspondientes, entonces queda:

$$\frac{PSI}{100 - PSI} = K \cdot RAS \quad \text{ó} \quad PSI = \frac{K \cdot RAS \cdot 100}{1 + RAS}$$

De las dos relaciones, la mas utilizada con fines de predicción del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en el suelo, es la que contiene la RAS, esto se hace porque como ya se dijo, la actividad de los iones adsorbidos es difícil de determinar, en cambio, la RAS se determina usando las concentraciones de los iones en solución y suponiendo una condición de equilibrio, lo que permite estimar la relación de los iones adsorbidos. Cuando la determinación de la RAS se hace en el extracto de saturación de suelo, se utiliza para diagnosticar el PSI del suelo; claro, con todas las limitaciones que ya se mencionaron.

3.19. Dureza

El agua adquiere la dureza cuando pasa a través de las formaciones geológicas que contienen los elementos minerales que la producen y por su poder solvente los disuelve e incorpora. El agua adquiere el poder solvente, debido a las condiciones ácidas que se desarrollan a su paso por la capa de suelo, donde la acción de las bacterias genera CO_2 , el cual existe en equilibrio con el ácido carbónico. En estas condiciones de pH bajo, el agua ataca las rocas, particularmente a la calcita ($CaCO_3$), entrando los compuestos en solución.

El carbonato cálcico ($CaCO_3$) es el carbonato más importante, que se presenta en la naturaleza como caliza, mármol y, en estado puro, como calcita. El $CaCO_3$ se produce como precipitado difícilmente soluble al pasar CO_2 a través de una disolución de hidróxido cálcico, así como durante el fraguado del mortero de cal, que es una mezcla de arena, cal apagada [$Ca(OH)_2$] y agua:



Otros minerales importantes del tipo de los carbonatos son la dolomita $(\text{Ca}, \text{Mg})\text{CO}_3$, en el que la mitad de los iones Ca^{2+} han sido sustituido por iones Mg^{2+} y además el carbonato de zinc, el carbonato de manganeso y el carbonato de hierro. Los últimos constituyen minerales valiosos.

La calcita es el componente mayoritario de las rocas calcáreas, las cuales se utilizan para la fabricación de cemento y cal. Habitualmente cementa con rocas de piedra caliza, mármol y tiza. La calcita es muy común y tiene una amplia distribución por todo el planeta, se calcula que aproximadamente el 4 por ciento en peso de la corteza terrestre es de calcita.

También es el mineral que recubre el interior de las cuevas y el componente principal de la piedra Caliza, el Mármol, la Creta y las Conchas Marinas. La mejor propiedad para identificar a la calcita es el test del ácido, pues este mineral siempre produce efervescencia con los ácidos.

Dureza permanente

La dureza residual se conoce como dureza no carbónica o permanente. La dureza permanente no puede ser eliminada al hervir el agua, es usualmente causada por la presencia del sulfato de calcio y magnesio y/o cloruros en el agua, que son más solubles mientras sube la temperatura hasta cierto valor, luego la solubilidad disminuye conforme aumenta la temperatura. Puede ser eliminada utilizando el método SODA (sulfato de sodio).

Otra explicación es que la cantidad de dureza en exceso de la carbonatada se le llama dureza de no carbonatos y se distingue como permanente, es decir, no puede eliminarse por agitación térmica, sino que son necesarios procesos químicos para eliminarla del agua.

Las aguas que poseen esta dureza pueden ablandarse añadiendo carbonato de sodio y cal, o filtrándolas a través de zeolitas naturales o artificiales que absorben los iones metálicos que producen la dureza, y liberan iones de sodio en el agua. Los detergentes contienen ciertos agentes separadores que inactivan las sustancias causantes de la dureza del agua.

Dureza temporal

La dureza que se debe a los bicarbonatos y carbonatos de calcio y magnesio y puede eliminarse por ebullición, que al mismo tiempo esteriliza el agua.

Otra forma de explicarlo, cuando la dureza es numéricamente mayor que la suma de las alcalinidades de carbonatos y bicarbonatos, la cantidad de dureza que es su equivalente a esta suma se le llama dureza carbonatada, también llamada temporal, ya que al elevarse la temperatura del agua hasta el punto de ebullición, el calcio y el magnesio se precipitan en forma de carbonato de calcio e hidróxido de magnesio respectivamente.

La dureza temporal también puede ser eliminada por la adición del hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$).



El carbonato de calcio es menos soluble en agua caliente que en agua fría, así que al hervir (que contribuye a la formación de carbonato) se precipitará el bicarbonato de calcio fuera de la solución, dejando el agua menos dura.

Los carbonatos pueden precipitar cuando la concentración de ácido carbónico disminuye, con lo que la dureza temporal disminuye, y si el ácido carbónico aumenta puede aumentar la solubilidad de fuentes de carbonatos, como piedras calizas, con lo que la dureza temporal aumenta. Todo esto está en relación con el pH de equilibrio de la calcita y con la alcalinidad de los carbonatos. Este proceso de disolución y precipitación es el que provoca las formaciones de estalagmitas y estalactitas.

En muchos países se clasifica la dureza del agua en $\text{mgL}^{-1} \text{CaCO}_3$ según los siguientes valores:

Tabla 18 Clasificación según su dureza.

Tipos de agua	Dureza ($\text{mgL}^{-1} \text{CaCO}_3$)
Agua blanda	0—75
Agua semi—blanda	75—150
Agua dura	150—300
Agua muy dura	>--300

3.20. Problemas de infiltración

La infiltración se refiere a la facilidad con que el agua atraviesa la superficie del suelo, y se mide en términos de velocidad. El término conductividad hidráulica depende de la geometría de los poros del suelo y del contenido de agua en el mismo y se utiliza para describir el flujo de agua que ocurre dentro de la masa del suelo. El problema de infiltración es el efecto de la salinidad, en relación con la facilidad con que el agua aplicada entra y se desplaza en los primeros centímetros del suelo (Ayers y Westcot , 1987).

Una velocidad de infiltración de $3\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ se considera baja, mientras que una infiltración por encima de $12\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ es relativamente alta. Además de la calidad del agua, la infiltración está determinada por las características físicas de suelo, como la textura y tipo de minerales en las arcillas, y por sus características químicas, incluyendo los cationes intercambiables.

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

Un problema de infiltración relacionado con la calidad del agua ocurre cuando la velocidad normal de infiltración del agua de riego o de lluvia se reduce apreciablemente. Como consecuencia, el agua permanece sobre el suelo por un tiempo demasiado largo, o se infiltra muy lentamente y el cultivo no recibe el agua que necesita para producir cosechas aceptables. La infiltración del agua en los suelos varía bastante y depende de la calidad del agua y, de otros factores del suelo, como estructura, grado de compactación, contenido de materia orgánica y características químicas.

Un problema de infiltración se hace evidente, cuando el agua de riego no atraviesa la superficie del suelo a una velocidad lo suficientemente rápida, como para permitir la renovación del agua consumida por el cultivo entre dos riegos. Cuando la reducción de la infiltración se debe a la calidad del agua aplicada, el problema ocurre por lo general, en los primeros centímetros del suelo, aunque ocasionalmente, puede ocurrir a mayores profundidades. El efecto final es similar al de la salinidad, es decir, reducción en el suministro de agua a los cultivos, pero por razones diferentes. Mientras que un problema de infiltración reduce la cantidad de agua que penetra en la

zona radicular, la salinidad reduce la disponibilidad del agua que ya se encuentra almacenada en ella.

Entre los problemas secundarios, originados como consecuencia de riegos prolongados para asegurar una infiltración suficiente de agua, se incluye la formación de costras en los almácigos, invasión de malas hierbas, trastornos de nutrición, inundación del cultivo, pudrición de semillas, e insuficiente desarrollo vegetativo en las partes bajas del cultivo. Los problemas de infiltración ocasionados por mala calidad del agua ocurre por lo general en los primeros centímetros del suelo y están ligados con la estabilidad estructural del suelo y con el contenido de sodio en relación al calcio. Cuando los cultivos son regados con aguas de alto contenido de sodio, este elemento se acumula en los primeros centímetros de profundidad. Consecuentemente, los agregados de esta capa superficial se dispersan en partículas mucho más pequeñas que obturan los poros del suelo. Este problema también puede ser provocado por un contenido de calcio extremadamente bajo. En algunos casos, las aguas con bajos contenidos de sales originan el mismo problema, pero mejor dicho como resultado de su naturaleza corrosiva y no del contenido de sodio en el agua, o en el suelo. En el caso de aguas de bajo contenido de sales, los minerales solubles, incluyendo el calcio, son disueltos y trasladados a mayores profundidades.

Las directrices de la Tabla 20 se refieren a los problemas de infiltración que resultan directamente de cambios desfavorables en la química del suelo, provocados por la calidad del agua de los riegos, incluyendo tanto su salinidad como su proporción relativa de sodio. La Figura 9 muestra tanto la salinidad del agua (ECa) así como su relación de adsorción de sodio (RAS) y como ambos valores afectan la velocidad de infiltración. Esta figura puede utilizarse para los problemas de infiltración, en lugar de los valores numéricos dados por la tabla 19.

Tabla 19 Directrices para determinar la calidad del agua para riego.

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción de uso		
		Ninguna	Ligera a moderada	Severa
Salinidad (afecta disponibilidad de agua para el cultivo)				
ECa o	dS/m	<0.7	0.7—3.0	>3.0
TSS	mg/L	<450	450—2000	>2000
Infiltración (reduce infiltración: evaluar usando a la vez la ECa y el RAS)				
RAS=0—3 y ECa=		>0.7	0.7—0.2	<0.2
RAS=3—6 y ECa=		>1.2	1.2—0.3	<0.3
RAS=6—12 y ECa=		>1.9	1.9—0.5	<0.5
RAS=12—20 y ECa=		>2.9	2.9—1.3	<1.3
RAS=20—40 y ECa=		>5.0	5.0—2.9	<2.9
Toxicidad de iones específicos (afecta cultivos sensibles sodio (Na))				
Riego por superficie		<3	3—9	>9
Riego por aspersión		<3	>3	
Cloro (Cl)				
Riego por superficie	meq/L	<4	4.0—10	>10
Riego por aspersión	meq/L	<3	>3	
Boro (B)	mg/L	<0.7	0.7—3.0	>3.0
Oligoelementos Varios (afecta cultivos sensibles)				
Nitrógeno (NO₃—N)	mg/L	<5	5.0—30	>30
Bicarbonatos (HCO₃) (aspersión foliar únicamente)	meq/L	<1.5	1.5—8.5	
pH		Amplitud Normal 6.5—8.4		

Fuente: University of California Committee of Consultants 1974

ECa es la conductividad eléctrica del agua; medida de la salinidad, expresada en desisímenes por metro cuadrado (dSm^{-1}) a 25°C (mmhoscm^{-1}). Las dos medidas son equivalentes.

TSS, es el total de sodio en la solución, expresado en miligramos por litro (mgL^{-1}).

RAS es la relación de adsorción de sodio, algunas veces representada como rNa. Para un valor determinado del RAS, la velocidad de infiltración aumenta a medida que aumenta la salinidad. Evalúese el problema potencial de infiltración utilizando el RAS y la ECa. Fuente Rhoades 1977 y Oster y Schroer 1979.

La mayoría de los cultivos arbóreos y plantas leñosas son sensibles al sodio y cloro; en el caso del riego por superficie úsese los valores indicados. La mayor parte de los cultivos anuales no son sensibles; para ello úsese las tolerancias de salinidad dadas en la tabla 4 y 5. Para tolerancia de los frutales al cloro, utilícese la tabla 14. En el caso de riego por aspersión sobre el follaje, y humedad relativa por debajo del 30 por ciento, el sodio y el cloro pueden ser absorbidos por las hojas de cultivo sensibles.

NO₃—N es el nitrógeno en forma de nitrato, expresado en términos de nitrógeno elemental (en el caso de aguas residuales incluir el NH₄—N y el N orgánico).

La infiltración, en general, aumenta con la salinidad y disminuye con una reducción en salinidad, o un aumento en el contenido de sodio en relación al calcio y magnesio (RAS). De esta forma, para evaluar el efecto final de la calidad del agua, se debe considerar estos dos factores.

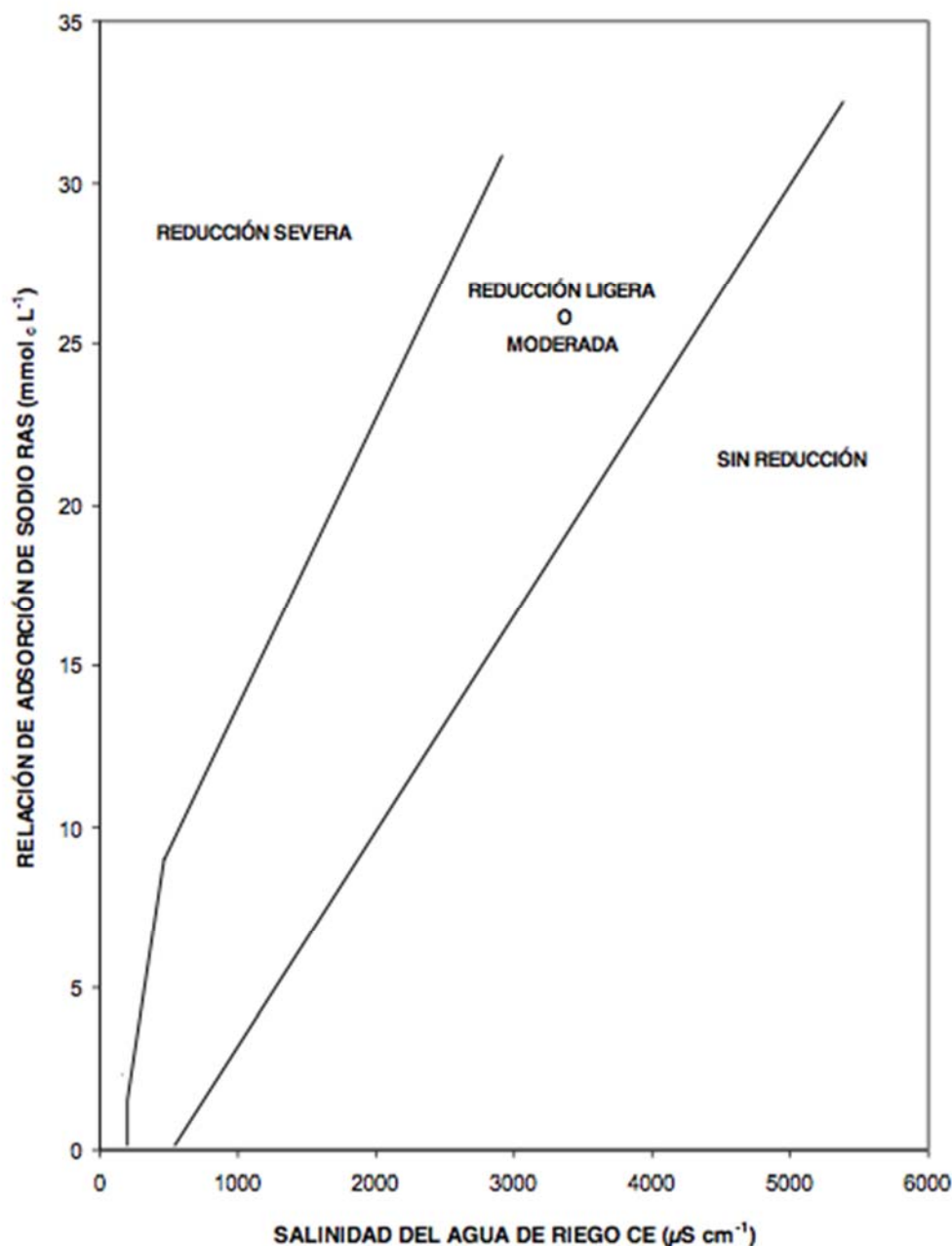


Figura 9 Reducción relativa de la infiltración, provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS) fuente Rhoades 19977 y Oster y Schroer 1979.

3.20.1. Evaluación de los problemas de infiltración

Según Ayers y Westcot (1987) en aguas corrosivas (de salinidad inferior a 0.5dSm^{-1} y particularmente por debajo de 0.2dSm^{-1}), tiende a lixiviar las sales y minerales solubles, incluyendo el calcio, reduciendo su influencia sobre la estabilidad de los agregados y estructuras del suelo. Las partículas más pequeñas de un suelo así dispersado obstruyen el espacio poroso y sellan la superficie del suelo reduciendo notablemente la infiltración. Además de la disminución consecuente de la cantidad de agua disponible para los cultivos, se forman costras superficiales y surgen problemas de germinación y emergencia.

Independientemente del valor del RAS, las aguas de muy baja salinidad (conductividad por debajo de 0.2 dSm^{-1}), invariablemente causan problemas de infiltración. Las lluvias son de muy baja conductividad y puede, por tanto exceso de escorrentía en las áreas regadas.

La dispersión de los suelos y destrucción de su estructura se produce únicamente cuando el contenido de sodio supera al calcio en una proporción por encima de 3:1. Este contenido relativo de sodio provoca problemas serios de infiltración de la misma manera que una salinidad baja del agua. Esto se debe a la falta de suficiente calcio para contrarrestar los efectos dispersantes del sodio. El manejo del cultivo puede complicarse aún más por la incidencia de otros problemas relacionados, como la falta de aireación, la formación de costras, germinación y emergencia inadecuada, enfermedades en las plantas, e invasión de malas hierbas y mosquitos.

Unos de los varios procedimientos utilizados en el pasado para detectar problemas de infiltración es el método de Carbonatos de Sodio Residual (CSR), (Eaton 1950 y Richards 1954). El método que más a sido utilizado y probablemente aun continua siéndolo, es el método de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) representado por los métodos ya mencionados anteriormente (RAS, RAS_{aj} , RAS° , $\text{RAS}_{vilafine}$).

3.20.2. Soluciones a los problemas de infiltración

La recuperación de los suelos afectados por problemas de infiltración es necesario cuando la velocidad con que el agua atraviesa la superficie del suelo es tan lenta que no permite el suministrar el agua requerida por los cultivos, o lixiviar las sales acumuladas en las zonas radicales (Ayers y Westcot, 1987). El anegamiento por largo tiempo usualmente da origen a problemas secundarios, que pueden ser tan importantes para los rendimientos como la falta misma de agua. Entre los problemas

secundarios importantes se incluyen, la formación de costras, excesos de malas hierbas, podredumbre radicular y otras enfermedades de los cultivos y en algunos casos, la incidencia de mosquitos u otros vectores de enfermedades.

El tratamiento de estos problemas puede ser físico o químico. Los tratamientos químicos incluyen la adición de las enmiendas, como el yeso, para modificar la composición química del suelo o del agua de riego, o de mezcla de dos o más aguas de distintas calidades. Los tratamientos físicos incluyen las prácticas de cultivo para mejorar la infiltración, o mantenerla dentro de los límites aceptables. Los problemas de infiltración originados por aguas de calidad inferior, están relacionados con la salinidad (ECa) y la presencia de Ca, Mg, Na y HCO₃ en el agua de riego.

3.20.3. Aplicación de enmiendas

La aplicación de enmiendas al suelo o al agua de riego, pueden mejorar la infiltración afectada por el bajo contenido de sales o por un alto valor de RAS del agua de riego. La mayor parte de las enmiendas actúan ya sea proporcionando el calcio directamente, como el yeso, o provocando la disolución de la caliza contenida en el suelo, por medio de un ácido o de sustancias que forman ácidos, como el azufre. Debido al costo de las enmiendas, es recomendable realizar ensayos de campo para comprobar si el uso de las mismas está justificado económicamente. La aplicación de enmiendas no aumentara los rendimientos de los cultivos que están recibiendo un riego adecuado y produciendo cerca del máximo, pero en determinadas condiciones puede facilitar el manejo del agua, aunque a un costo relativamente elevado (Ayres y Westcot 1987).

3.21. Efecto de la toxicidad por iones específicos

Los daños a las plantas, o la disminución de su crecimiento, que no pueden relacionarse al efecto de la presión osmótica de la solución, se consideran como debidos a un efecto toxico de la sal en estudio. Debe reconocerse que la toxicidad, definida en la forma señalada, no necesariamente involucra un efecto directo en las sales o iones, ya sea sobre las membranas superficiales de las raíces o bien en los tejidos de las plantas. Frecuentemente, la toxicidad puede ser causada, al menos en parte, a través en efectos sobre adsorción o en el metabolismo de nutrientes esenciales. Aunque no siempre es posible distinguir claramente el mecanismo fundamental de los iones específicos, es conveniente referirse a tales fenómenos como toxicidades, en contraste con los efectos osmóticos generales de las sales en el desarrollo de las plantas.

La influencia sobre el crecimiento vegetal, de concentraciones excesivas de sales específicas, es un fenómeno extremadamente complejo que involucra muchos principios fundamentales de la nutrición de las plantas. Los iones que se encuentran en exceso en suelos salinos, incluyendo a los cloruros, sulfatos, bicarbonatos, sodio, calcio y magnesio. Con menos frecuencia, se presenta cantidades excesivas de potasio y nitratos. Los efectos de todos estos iones sobre el crecimiento de las plantas se está investigando mediante la comparación de reacción de plantas con soluciones isosmóticas de diferentes sales. Las diferencias entre especies y aun entre variedades de plantas, dificultan la generalización acerca de la toxicidad de diversas sales o iones. Sin embargo, parece ser que las diferencias en tolerancia de las plantas a concentraciones iónicas excesivas en el sustrato, están relacionadas en cierto grado a la selectividad específica en la absorción de iones y a las necesidades nutricionales de las plantas. Además de estos factores, existe una diferencia notable entre especies respecto a las cantidades de iones como sodio y cloruros que se pueden acumular sin que les causen efectos tóxicos. Según (Pizarro, Azcón-Bieto. J. y Talón)

3.21.1. Efecto del ion cloro

La toxicidad más frecuente es la provocada por el cloro contenido en el agua de riego. El cloro no es retenido o adsorbido por las partículas de suelo, es absorbido por las raíces y translocado a las hojas, en donde se acumula por la transpiración. Si su concentración excede la tolerancia de la planta, se producen daños con síntomas característicos, como necrosis y quemaduras en las hojas.

La presencia del ion cloruro en las aguas de riego hace que los cultivos queden afectados con gran frecuencia de clorosis foliares acentuadas en las partes más iluminadas, que pueden degenerar en necrosis de los bordes foliares (Canovas Cuenca, 1978). Como en el caso anteriormente citado del sodio, el ion cloruro afecta especialmente a determinadas especies de plantas arbóreas, como frutales de hueso, limoneros y aguacates, a causa de su acumulación en las hojas. No obstante, los cloruros no son tóxicos para los hortícolas, los cereales, los forrajes o los cultivos con elevado contenido en fibras (Mass, 1990).

En riegos por aspersión pueden producirse problemas para contenidos de cloruros en el agua de riego superiores a 4 meq L⁻¹. En los riegos de superficie hay que tener presente que el Cl⁻ queda libre en las soluciones del suelo sin fijarse al complejo adsorbente. Según Urbano Terrón (2002) la directriz para calificar un agua de riego a partir de su contenido en cloruros se muestra en la tabla siguiente:

Tabla 20 Valores medios de cloruros en las aguas estudiadas.

Cl ⁻ (meqL ⁻¹)	Riesgo
≤4	No hay Problema
4 < Cl ⁻ ≤ 10	Problema creciente
>10	Problema grave

3.21.2. Efecto del ion sodio

La toxicidad del sodio es más difícil de diagnosticar que la del cloro, pero ha sido identificada claramente como resultado de una alta proporción de sodio en el agua (alto de sodio o RAS). Los síntomas aparecen inicialmente en el ápice de las hojas, los síntomas típicos aparecen en forma de quemaduras o necrosis a lo largo de los bordes de las mismas. Las concentraciones de sodio en las hojas alcanzan niveles tóxicos después de varios días o semanas. Los síntomas aparecen primero en las hojas más viejas y en sus bordes y, a medida que se intensifica, la necrosis se desplaza progresivamente en el área intervenal, hacia el centro de las hojas.

El sodio es perjudicial para los cultivos por varios motivos:

- a) Es tóxico para la mayor parte de las plantas
- b) Dificulta la absorción de otros cationes necesarios para las plantas (antagonismo iónico)
- c) Puede alcalinizar el suelo con lo que dispersa a la fase coloidal, destruyendo la estructura y reduciendo la permeabilidad
- d) Por su elevada solvatación aumenta el volumen de agua no accesible por las plantas (Ortega y Orellana, 2007; Ortega, 1983). El sodio, además de su efecto indirecto por alteración de la estructura del suelo, provoca en las plantas daños similares a los originados por los cloruros y causa desequilibrios nutricionales que afectan la asimilación del calcio, magnesio y potasio (González, 2001; Maathuis, 2006).

3.21.3. Efecto del ion boro

Este elemento puede dañar a las plantas aún encontrándose en cantidades relativamente bajas en la solución del suelo. El boro es esencial para el desarrollo normal de todas las plantas, pero a concentración necesaria es muy pequeña y si se excede puede causar daños serios en las plantas. Las especies vegetales varían tanto en lo que se refiere a sus necesidades de boro, como su tolerancia al exceso de dicho elemento, de tal manera, que las concentraciones necesarias para el crecimiento con altos requerimientos de boro, pueden ser tóxicas para plantas sensibles a este elemento.

Los síntomas de la toxicidad por boro comprenden quemaduras características, clorosis y necrosis, aún cuando algunas especies sensibles no muestran síntomas aparentes. Los cítricos, el aguacate, el níspero y muchas otras especies, muestran quemaduras marginales o apicales en las hojas maduras, acompañadas por clorosis del tejido intervenal. El daño por boro a las hojas del nogal se caracteriza por quemaduras marginales y áreas necróticas entre venas. Varios árboles frutales, entre ellos el manzano y el peral, son sensibles al boro, pero no acumulan altas concentraciones en sus hojas ni se desarrollan en estas los síntomas típicos. El algodón, la vid, las papas, el frijol, los chicharos y otras plantas, muestran chamuscamiento marginal y enrollamiento, el cual resulta de una restricción en el crecimiento marginal.

La toxicidad por boro ocurre en áreas limitadas y muy esparcidas en las regiones áridas y semiáridas. Aun cuando su incidencia no está confirmada a suelos salinos o sódicos, el exceso de boro es frecuente en suelos salinos.

3.21.4. Efecto del ion fósforo

El fósforo (P) es uno de los 17 nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas. Sus funciones no pueden ser ejecutadas por ningún otro nutriente y se requiere un adecuado suplemento de P para que la planta crezca y se reproduzca en forma óptima. El fósforo (P) se clasifica como un nutriente primario, razón por la cual es comúnmente deficiente en la producción agrícola y los cultivos lo requieren en cantidades relativamente grandes. La concentración total de P en los cultivos varía de 0.1 a 0.5 %.

El exceso de fosforo (P) en la zona de las raíces puede dar lugar a un pobre crecimiento de las plantas, probablemente como resultado de que el P retarda la absorción de Zn, Fe y Cu. La absorción del fosforo (P) puede ser reducida por el pH alto en la zona de la raíz o por temperaturas frías del sustrato (menos de 15.5 °C). Es importante tratar de mantener el pH en la solución de fertilización entre 5.6 y 6.0 para favorecer la absorción del fósforo (P). Si el agua de que se dispone es alcalina, la acidificación se puede lograr mediante el uso de varios ácidos como el sulfúrico, nítrico o fosfórico y si es demasiado ácida con el uso del hidróxido de potasio.

3.22. Clasificación de los suelos

Existen varias clasificaciones de los suelos salinos, cada una de las cuales con ventajas e inconvenientes. Las tres más importantes son la Rusa, Francesa y Americana. La clasificación Rusa combina los principios de pedogénesis, geoquímica de las sales y fisiología vegetal. Ha producido denominaciones de suelos, como solonchak, solonetz. Takyr (Pizarro, 1985). Debido a nuestra cercanía con EUA. nosotros utilizamos la clasificación propuesta por el US Salinity Laboratory (RICHARDS, 1954) y perfeccionada por MASSOUD (1971).

Esta clasificación utiliza fundamentalmente dos parámetros para caracterizar los suelos: la CE_e y el PSI. La CE_e indica los efectos de la salinidad sobre las plantas. El PSI es un índice de los efectos del ion sodio sobre las propiedades del suelo.

Los suelos se clasifican en tres categorías:

3.22.1. Suelos salinos

Son los que contiene en su zona radicular una cantidad de sales disueltas en las soluciones del suelo (elevada CE_e) suficientemente alta como para restringir el desarrollo de los cultivos. La reacción de estos suelos va de neutra a ligeramente alcalina. El pH puede variar entre 7 y menos de 8.5. El PSI se mantiene por debajo de 7, por lo que la estructura del suelo no se ve afectada.

Durante mucho tiempo se había aceptado como límite de la CE_e para definir si un suelo era salino o no, el valor $CE_e=4.0 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, sin embargo, hay cultivos que con una $CE_e=3.0 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ tienen pérdidas de 25 por ciento de la productividad. Vemos inadecuado de una clasificación que no considera salinos a unos suelos en que la salinidad puede ocasionar este tipo de pérdidas. Debido a estas pérdidas por la salinidad del suelo, adoptamos como límite el valor de $CE_e=2.0 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$. Estos suelos se pueden clasificar, atendiendo a sus efectos sobre la productividad de los cultivos de la siguiente manera:

Tabla 21 Clasificación de los Suelos Salinos Según la afectación de la CE a la producción.

Clase de salinidad	CE_e $\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$	Descripción
Ligeramente salinos	2—4	Rendimientos restringidos en cultivos sensibles
Medianamente salinos	4—8	Rendimientos restringidos en la mayor parte de los cultivos.
Fuertemente salinos	8—16	Rendimiento satisfactorios solo en cultivos tolerantes.
Extremadamente salinos	>16	Muy pocos cultivos dan rendimientos satisfactorios

Los suelos salinos casi siempre se reconocen por la presencia de costras blancas en la superficie. Con un drenaje adecuado, se pueden eliminar las sales solubles por medio de lavados, con lo que el suelo pasa a ser normal. Estos suelos casi siempre se encuentran floculados, debido a la presencia de un exceso de sales en la solución y al reducido PSI. En consecuencia, su permeabilidad es igual o mayor a la de suelos similares no salinos.

3.22.2. Suelos sódicos

Este tipo de suelos contienen en la zona radicular suficiente sodio adsorbido por el complejo de cambio para desarrollar propiedades físicas y químicas desfavorables, restringiendo el crecimiento normal de las plantas. La reacción de estos suelos varía según el PSI y la presencia o ausencia de CO_3^{2-} ó HCO_3^- . El pH va desde 8 hasta más de 9.5. El contenido en sales de estos suelos es generalmente bajo ($\text{CEc} < 2 \text{ mmhos} \cdot \text{cm}^{-1}$). La solución del suelo contiene en mayor parte cloruros, sulfatos y bicarbonatos y en presencia de iones carbonatos, el calcio y el magnesio precipitan, por lo que las soluciones de los suelos sódicos contienen pequeñas cantidades de calcio y magnesio, predominando el sodio. De acuerdo a su PSI, los suelos sódicos se pueden clasificar en:

Tabla 22 Clasificación de los suelos Sódicos según su afectación a la producción por el PSI.

Clase	PSI	Producción de los cultivos (%)
Ligeramente sódicos	7—15	80—60
Medianamente sódicos	15—20	60—40
Fuertemente sódicos	20—30	40—20
Extremadamente sódicos	>30	>20

Las arcillas se dispersan, son arrastradas por el agua de lavado y pueden acumularse a pocos centímetros de profundidad, formando una capa pesada, de estructura prismática, poco permeable y asfixiante. La capa superior presenta textura gruesa y quebradiza.

Si el PSI es elevado, la materia orgánica se dispersa y disuelve, depositándose en la superficie, a la que da un color oscuro característico, dando origen a la denominada “álcali negro”.

Los cultivos se ven afectados indirectamente por el deterioro de ciertas propiedades de los suelos como la estructura, permeabilidad, etc.

3.22.3. Suelos salino—sódicos

Son los suelos que en la zona radicular contienen una cantidad de sales solubles (medidas por la C_{Ee}), y un PSI suficiente para restringir el crecimiento de las plantas. Los límites adoptados son para la C_{Ee}>2 mmhos·cm⁻¹ y el PSI>7. La reacción varía de acuerdo a su grado de salinidad, y con la presencia de CO₃⁼ ó HCO₃⁻.

Con un exceso de sales (C_{Ee}), su apariencia y propiedades son similares a la de los suelos salinos. En este caso el pH raramente es mayor a 8.5 y las partículas permanecen floculadas. Si el exceso de sales solubles es lavado, sus propiedades cambian notablemente, llegando a ser idénticas a los suelos sódicos. A medida que la concentración de sales disminuye en la solución, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio que reacciona con el CO₂ presente en la atmósfera del suelo puede formar Na₂CO₃. En cualquier caso el lavado de un suelo puede hacerlo más alcalino; las partículas coloidales se dispersan de la misma manera que en los suelos sódicos.

Cuando los suelos salino—sódicos contienen yeso, al ser lavados, el calcio se disuelve reemplazando al sodio adsorbido, con lo que el lavado se produce sin deterioro de la estructura.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Descripción geográfica del área de estudio.

El área de estudio comprende principalmente los estados de: México y de Hidalgo, también se muestrearon en los estados de San Luis Potosí y Querétaro, debido a que las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital, en un curso llegan al río Moctezuma.

Estado de México.

Antecedentes

La Zona Metropolitana del Valle de México tiene características únicas. Es una de las concentraciones urbanas más grandes del mundo ubicada en una cuenca cerrada sobre lo que originalmente fue un sistema lagunario integrado por cinco grandes lagos, Texcoco, Xaltocan, Zumpango, Xochimilco y Chalco.

En época de lluvias la Cuenca se convertía en un solo lago de dos mil kilómetros cuadrados de superficie. Esta condición es la causa de las periódicas inundaciones que desde la fundación de Tenochtitlan han tenido que enfrentar sus habitantes.



Figura 10 Antiguo Lago de Texcoco.

La cuenca del Valle de México se encuentra localizada 19°30' al Norte y en la longitud 99°02' Oeste, en la parte alta, y hacia el sur, del altiplano mexicano limitada al norte por las sierras de Tepetzotlán, Tezontlalpan y Pachuca, al este por los llanos de Apan y la Sierra Nevada, al sur por las Sierras de Chichinautzin y del Ajusco y al oeste por las Sierras de las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo. Tiene una extensión superficial de 9,674 Km², altitud media de 2 240 msnm, y una precipitación media anual de 760 mm, distribuida principalmente en los meses de mayo a octubre y temperatura media anual de 15.3 °C.

Es parte importante resaltar que en su relieve sobresalen algunas elevaciones tales como la sierra de Guadalupe y el cerro del Chiquihuite, en el norte; el cerro de la Estrella en el centro, el cerro de San Nicolás y la sierra volcánica de Santa Catarina en el oriente, la región conocida como la sierra del Ajusco en el sur y suroeste, además de la sierra de las Cruces en el occidente. Las elevaciones topográficas más significativas se localizan al oriente del Valle como el volcán Popocatepetl, que cuenta con 5,465 metros de altitud y el Iztaccíhuatl, con 5,230 metros.

Entre los principales caudales que desembocan en esta cuenca, sobresalen los ríos que fluyen desde las sierras, como el de Tacubaya, Los Remedios, Mixcoac, Churubusco y Consulado, estando los tres últimos ya entubados. Otras corrientes de agua significativas son los canales de Chalco, Apatlaco y Cuemanco.

De acuerdo a las cartas digitales de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en área de estudio hay dos tipos de formaciones hidrogeológicas el Cenozoico Superior y Pleistoceno Reciente.

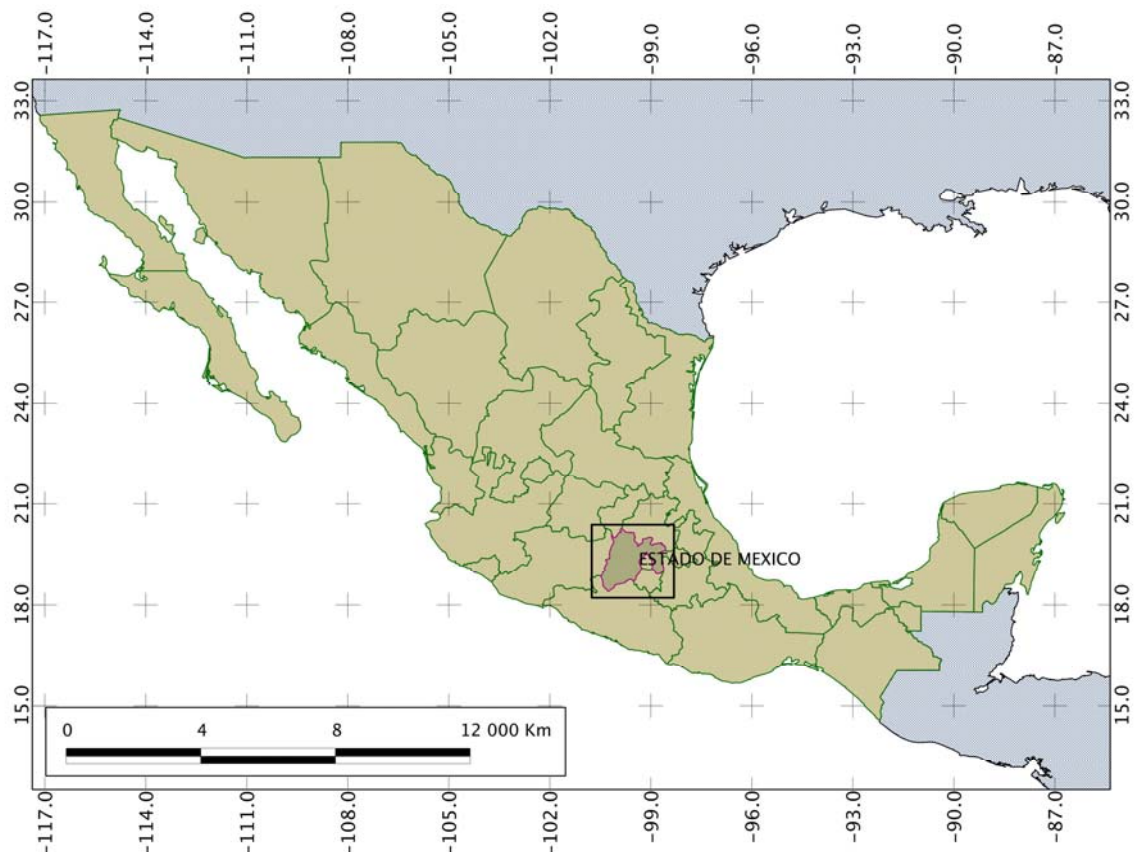


Figura 11 Ubicación del Estado de México. Plano Elaborado con información de la CONABIO.

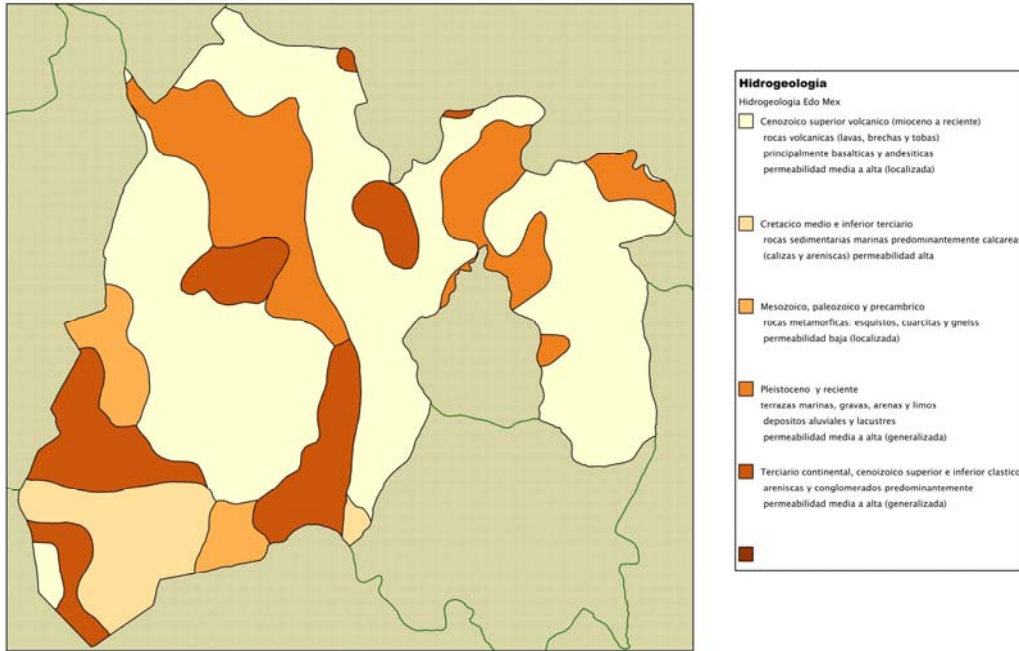


Figura 12a Hidrogeología del Estado de México. Plano Elaborado con información de la CONABIO

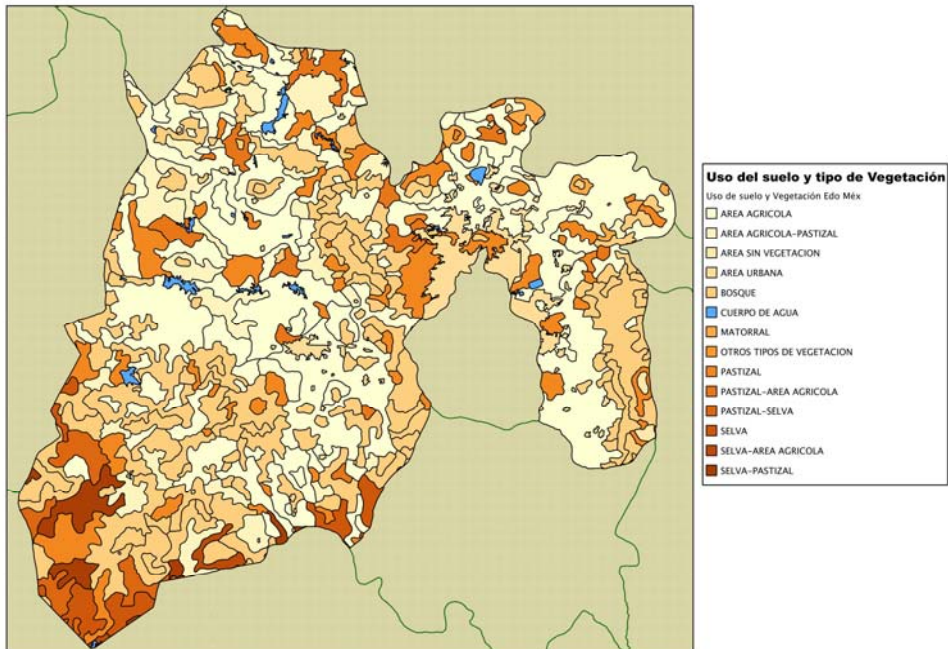


Figura 12b Uso de suelo y tipo de vegetación del Estado de México. Plano Elaborado con información de la CONABIO

Estado de Hidalgo

El Valle del Mezquital se ubica dentro del límite sudoeste del estado de Hidalgo (longitud norte 20° 02' y longitud oeste 99° 15'). Está situado en lo alto de la meseta mexicana, a 60 km de la ciudad de México con una altitud entre 1.640 m y 2.400 m sobre el nivel del mar. Está conformado por 27 municipios de los 84 que conforman el estado de Hidalgo. Presenta condiciones de zona semiárida, clima de semiseco a seco, temperatura mayor de 20°C y presencia de lluvias menor a 700 mm anuales. La agrupación vegetal más abundante es el matorral xerófilo.

Los habitantes del Valle se dedican principalmente a actividades agrícolas, complementándose con la producción ganadera en los denominados Distritos del Riego (DR) 003 Tula y DR 100 Alfajayucán. Su estándar de vida es mayor que el de la población que no tiene acceso al uso del agua residual para riego. Sólo 80,000 ha son regadas con aguas residuales, con 1,521 mm³año⁻¹ de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 67 mm³año⁻¹ de Tepeji del Río y 722 mm³año⁻¹ del municipio de Tasquillo. En el área se cuenta con 170 almacenajes, de los cuales sobresalen las presas Endho, Requena, Vicente Aguirre y Rojo Gómez. El tipo de suelo que predomina en la zona es aluvión, caliza, roca volcánica y lavas también en la figura 14 se muestran su hidrogeología de la zona.

El Valle del Mezquital se encuentra dentro de dos provincias fisiográficas:

Sierra Madre Oriental y Eje neovolcánico (95 porciento del Valle) se subdivide en dos subprovincias: Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo y Lagos y Volcanes de Anáhuac

Dentro de la subprovincia de Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo se encuentra el valle del Mezquital que presenta un corredor, inferior a los 2000 msnm, de lomeríos bajos de material volcánico y llanuras. Aparte de ciertas prominencias dentro de dicho corredor, queda prácticamente encerrado, desde todos lados, por sistemas de sierras, mesetas y lomeríos, casi todos de origen volcánico, que exceden los 2000 m.

Esta subprovincia, formada en su mayor parte por sierras y llanuras, sustenta un mosaico edáfico más o menos homogéneo; sobre las sierras dominan los suelos someros y en las llanuras son generalmente profundos.

El matorral crasicaule es la vegetación más representativa; lo caracterizan las cactáceas de tallos suculentos, entre los que destacan los huizaches y los mezquites. El Valle del Mezquital está considerado como Área Natural Protegida, de control estatal bajo el decreto emitido el 3 de mayo de 1947.

Las aguas residuales utilizadas en el Valle del Mezquital no han recibido un tratamiento. Debido al inmenso tamaño del área de cultivo (80,000 ha en 1993-1994)

y su antigüedad (97 años en operación continua), la región es un ejemplo de riego con aguas residuales.

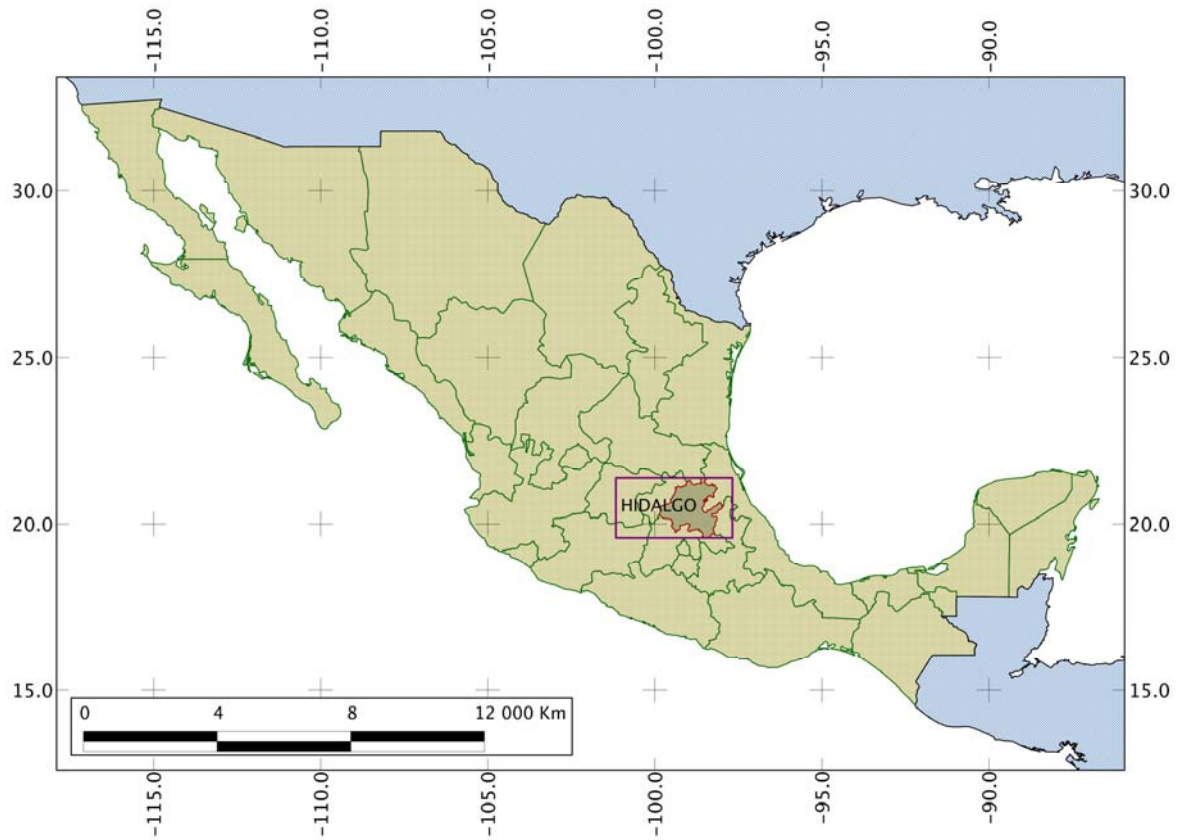


Figura 13 Ubicación del Estado de Hidalgo . Plano Elaborado con información de la CONABIO.

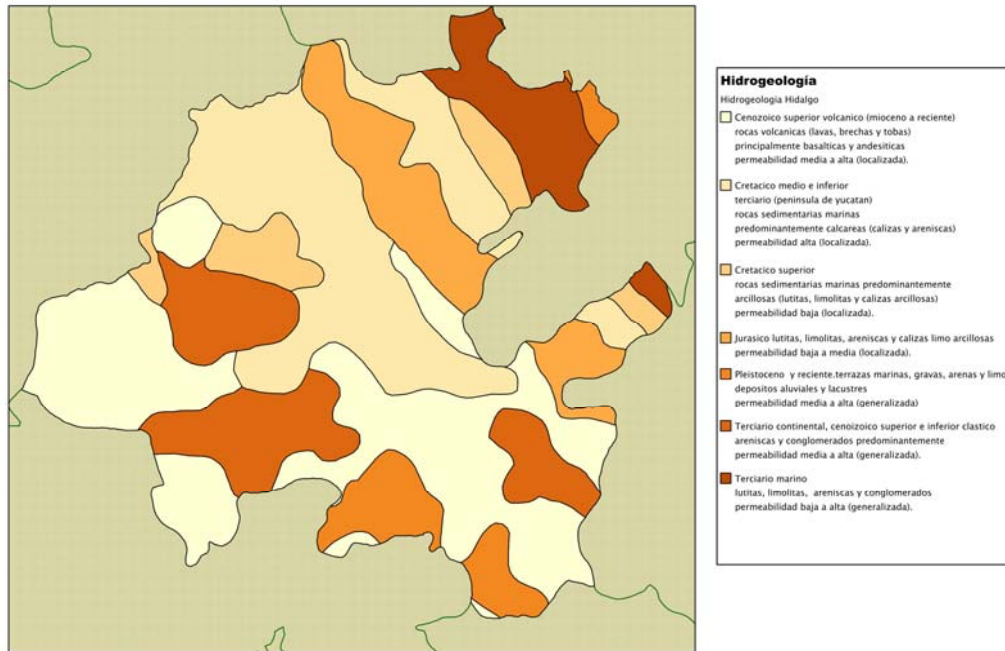


Figura 14ª Hidrogeología del Estado de Hidalgo Plano Elaborado con información de la CONABIO

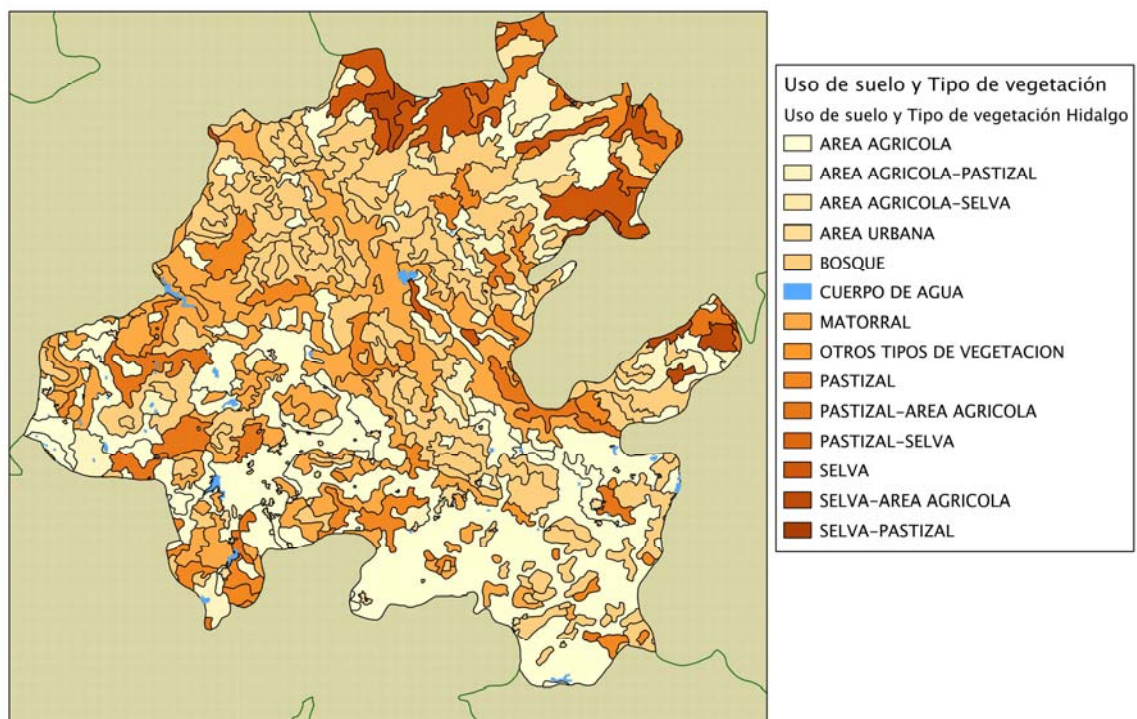


Figura 14b Uso del suelo y tipo de vegetacion del Estado de Hidalgo. Plano elaborado con información de la CONABIO

Tabla 23 Datos de riego para el Valle del Mezquital, INEGI 1993-1994.

Unidades de Riego	Área (ha) cubierta	Área de Cultivo	Número de Usuarios	Volumen de agua (106m ³ /a)
Distrito 003 Tula	45,214	55,258	27,894	1,148
Distrito 100 Alfajayucan	32,118	22,380	17,018	651
Unidades Privadas	5,375	5,450	4,000	96
Total	82,707	83,088	48,912	1,895

1. El área cubierta se refiere a la superficie regada con infraestructura de riego.

2. El área cultivada incluye algunas áreas con más de un cultivo por año.

Fuente: Comisión Nacional del Agua (CNA), Distritos de riego, Mixquiahuala, Hidalgo, México, 1995.

En la figura 13 se muestran el tipo de vegetación y uso de suelos, estos datos fueron de acuerdo a los planos digitales de la CONABIO.

4.2. Muestreo

El propósito de la toma de muestras de agua es el conocer sus condiciones físicas y químicas con el fin de evaluar su calidad. Los resultados deben ser confiables y adecuados al propósito para el cual fueron realizados.

Las muestras recolectadas para los análisis deben ser relevantes y verdaderamente representativas. El objetivo de un muestreo de agua es obtener una parte representativa del universo en consideración a la cual se le analizaran los diferentes parámetros de acuerdo al interés. Para lograr este objetivo es necesario que la muestra conserve las concentraciones de todos sus componentes y que no se presenten cambios significativos en su composición antes del análisis. La responsabilidad de las condiciones de la muestra y validez de los resultados de las diferentes determinaciones fue asumida por el D.C. Manuel Ortega Escobar y El D.C. Carlo Ramírez Ayala.

Por esto, es esencial asegurar la integridad de la muestra desde su recolección hasta el reporte de los resultados, el proceso de control y vigilancia del muestreo incluye las actividades de recolección, identificación, preservación, transporte y análisis.

Se deben conocer la localización exacta de los sitios de muestreo y estar suficientemente entrenados en las técnicas de recolección, así como del uso del equipo de muestreo. El estudiante fue el responsable del registro de toda la información acerca de la muestra que pueda ser significativa en la evaluación e interpretación de los resultados o en las acciones aplicadas.

4.2.1. Criterios de muestreo de canales, drenes y ríos (Aguas Superficiales).

Un solo sitio de muestreo generalmente no es suficiente para definir la calidad del agua. Por lo tanto, la selección de las estaciones, la frecuencia y el número de muestras depende básicamente de los objetivos y alcances del estudio, así como de los usos del agua.

Cuando los efectos en la calidad de un afluente son de interés, se debe muestrear aguas arriba y aguas abajo de la confluencia y aproximadamente 60 m aguas arriba de la desembocadura del afluente, donde no haya mezcla por reflujos de la corriente receptora.

Para evaluar el efecto de las descargas de vertimientos industriales, domésticos, agropecuarios, etc., se deben tomar muestras aguas arriba de la descarga y aguas abajo donde la mezcla vertical y horizontal sea completa. Se debe medir el caudal de la corriente, con el fin de calcular la carga de los parámetros medidos. Por ello, cuando existen estaciones de medida del caudal, los sitios de muestreo se deben ubicar en o cerca de dichas estaciones.

Cuando se va a muestrear en un lago o embalse, se debe contar con los datos sobre sus características, tales como volumen, área superficial, profundidad media, tiempo de renovación, así como las características térmicas, hidráulicas y ecológicas. Las muestras integradas a diferentes profundidades son las más apropiadas.

Los lagos naturales y artificiales muestran variaciones de composición según la localización horizontal y la profundidad (estratificación); en tales casos se deben examinar las muestras separadamente antes que integrarlas. Se debe evitar tomar muestras en las márgenes, superficie o fondo, pues la calidad no es uniforme en estos sitios.

4.3. METODOS

La toma de muestras fueron tomadas desde el inicio del gran canal en el Valle de México de ahí se siguió el cauce del mismo hasta llegar a la red hidrográfica del Valle del Mezquital Hidalgo. La determinaciones físico-químicas que se realizaron fueron las siguientes:

Tabla 24 Metodología de cada una de las Determinaciones.

	Determinación	Método	Referencia
1.	pH	Potenciómetro marca HANNA	Eaton (1995)
2.	Conductividad Eléctrica	Conductiméetro puente de Wheatstone con celdas de vidrio	Richards (1973)
3.	Residuo seco evaporado	Gravimetría utilizando estufa hot-plate modelo type 2200	Eaton (1995)
4.	Sodio y Potasio	Flamometría con flamometro 648 IL $\lambda=589\text{nm}$ utilizando solución estándar 140meqL^{-1} para Na^+ y 5meqL^{-1} para K^{++}	APHA (1995)
5.	Calcio	Volumétrico Titulación con EDTA 0.01N	Richard (1975)
6.	Calcio más magnesio	Volumétrico Titulación con EDTA 0.01N	Richard (1975)
7.	Carbonatos	Volumétrico Titulación con ácido sulfúrico 0.01N	Richard (1975)
8.	Bicarbonatos	Volumétrico Titulación con ácido sulfúrico 0.01N	Richard (1975)
9.	Cloruros	Volumétrico Titulación con nitrato de plata 0.01N	APHA (1995)
10.	Sulfatos	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=420\text{ nm}$	APHA (1995)
11.	Nitratos	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=410\text{ nm}$	APHA (1995)
12.	Boro	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=420\text{ nm}$ Azometina-H	J. Rodier (1978)
13.	Sílice	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=650\text{ nm}$	APHA (1995)
14.	Orto fosfatos	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=690\text{ nm}$	J. Rodier (1978)
15.	Presión Osmótica	Calculado por formulas	Chang (2000)

4.3.1. Determinación del pH

El término de pH se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones de hidrogeno expresados en moles por litro.

Esto es: **$\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$**

El electrodo referencial de calomel se usa para completar el circuito eléctrico y registra una diferencia de voltaje fija entre el electrodo y la solución independiente del pH. La diferencia del voltaje entre dos electrodos se mide por un voltímetro que se a calibrado para leer directamente en unidades de pH siempre que se ajuste inicialmente con una solución tampón de pH conocido.

4.3.2. Determinación de la conductividad eléctrica (CE)

Las sales disueltas en agua se descomponen en iones cargados positivamente y negativamente. La conductividad se define como la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica a través de los iones disueltos. Los iones más positivos son sodio (Na^+), calcio (Ca^{+2}), potasio (K^+) y magnesio (Mg^{+2}). Los iones más negativos son cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{-2}), carbonato(CO_3^{-2}), bicarbonato(HCO_3^-). Los nitratos y fosfatos no contribuyen de forma apreciable a la conductividad aunque son muy importantes biológicamente.

La salinidad es una medida de la cantidad de sales disueltas en agua. La salinidad y la conductividad están relacionadas porque la cantidad de iones disueltos aumentan los valores de ambas.

Las sales en el mar son principalmente de cloruro de sodio (NaCl). Sin embargo, otras aguas salinas, tales como las de Mono Lake, tienen una salinidad elevada debido a una combinación de iones disueltos como sodio, cloruro, carbonato y sulfato.

La conductividad eléctrica expresa la concentración total de sales solubles contenidas en las aguas de riego.

La medida de la conductividad eléctrica se realiza mediante un conductímetro provisto de célula de conductividad apropiada.

Las sales y también otras sustancias afectan la calidad del agua potable o de riego. También influyen en la biota acuática y cada organismo tolera una gama de valores de conductividad. La composición iónica del agua puede ser crítica. Por ejemplo, los

cladocerans (pulgas de agua) son mucho más sensibles al cloruro de potasio que al cloruro de sodio en concentraciones iguales

La conductividad eléctrica se puede expresar en diferentes unidades (Siemens cm^{-1} , Mhos cm^{-1}) y sus equivalencias son las siguientes:

$$1 \text{ dSm}^{-1} = 1 \text{ milimhos cm}^{-1} = 1000 \text{ } \mu\text{Scm}^{-1}$$

4.3.3. Determinación de los Residuos Seco Evaporado

El término sólido hace referencia a la materia suspendida o disuelta en un medio acuoso. Una de las características físicas más importantes del agua es el contenido total de sólidos, esta incluye la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. La determinación de sólidos disueltos totales mide específicamente el total de residuos sólidos filtrables (sales y residuos orgánicos). Los Sólidos Totales Disueltos (STD) constituyen una medida de la parte de sólidos en una muestra de agua que pasa a través de un poro nominal de 2.0 μm (o menos) en condiciones específicas.

Para determinar los Residuos Secos Evaporados (Solidos Totales Disueltos) se pesó una capsula de porcelana, se le agregaron 25ml de alícuota, la capsula con la alícuota se colocó en la plancha precalentada a 105°C. Se dejó la capsula hasta que se evaporó toda el agua y llega a un peso constante y por último se saca la diferencia de pesos para así obtener los residuos.

Este método está recomendado por Eaton (1995)

$$STD_{(ppm)} = \frac{[(\text{peso capsula} + \text{residuo evaporado}) - \text{peso capsula}] \times 10^6}{25}$$

4.3.4. Determinación de los Sodio y Potasio.

Metales del grupo de los alcalinos, junto con el Li, Rb y Cs. El sodio es el más importante y abundante de éste grupo, en el agua. Es un constituyente de las rocas ígneas junto con el potasio. En las rocas carbonatadas se encuentra en pequeñas cantidades. En sedimentos de origen evaporítico es muy importante.

El sodio puede estar presente como una impureza, principalmente en el material cementante, o como cristales de sales de sodio, depositados al mismo tiempo, siendo fácilmente solubilizadas. En sedimentos procedentes de silicatos, dará origen al cambio de bases, precipitando Ca y Mg y solubilizando Na. Las rocas carbonatadas

contiene muy poco sodio, a nivel de impureza. Evaporitas como la Halita (NaCl) y la mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), son una fuente importante de sodio. El sodio puede ser agregado en cantidades importantes por descargas de aguas residuales. En aguas en las cuales el Ca predomina, la solubilidad limitada del CaCO_3 minimiza la presencia de CO_3^{3-} y ayuda a mantener el pH menor a 8.3; Cuando el sodio predomina, el control del pH disminuye, ya que el Na_2CO_3 es muy soluble.

Para determinar el sodio y potasio se utilizó el flamómetro Aut Cal Flame-Photometer 643. Se colocó una solución de Cesio, después se abrió la válvula de gas LP. Antes de colocar las muestras se calibró el equipo con una solución patrón de 140meqL^{-1} de sodio y 5.0 meq L^{-1} de potasio. Las muestras se colocaron directamente desde los recipientes y no hubo necesidad de colocarlas en otro recipiente. Este aparato da directamente la lectura en meq L^{-1} .

4.3.5. Determinación de Calcio

El calcio es el quinto elemento en orden de abundancia en la corteza terrestre, su presencia en las aguas naturales se debe al su paso sobre depósitos de piedra caliza, yeso y dolomita. La cantidad de calcio puede variar desde cero hasta varios cientos de mgL^{-1} , dependiendo de la fuente y del tratamiento del agua. Las aguas que contienen cantidades altas de calcio y de magnesio, se les da el nombre de "aguas duras".

Concentraciones bajas de carbonato de calcio, previenen la corrosión de las tuberías metálicas, produciendo una capa delgada protectora. Cantidades elevadas de sales de calcio, se descomponen al ser calentadas, produciendo incrustaciones dañinas en calderas, calentadores, tuberías y utensilios de cocina; también interfieren con los procesos de lavado doméstico e industrial, ya que reaccionan con los jabones, produciendo jabones de calcio insolubles, que precipitan y se depositan en las fibras, tinas, regaderas, etc.

Al añadir ácido etilen-diamino-tetracetato (EDTA), los iones de calcio y magnesio que contiene el agua se combinan con el EDTA. Se puede determinar calcio en forma directa, añadiendo NaOH para elevar el pH de la muestra entre 12 y 13 unidades, para que el magnesio precipite como hidróxido y no interfiera, se usa además, un indicador que se combine solamente con el calcio.

Se colocan 5 ml de muestra en un vaso de precipitado de 40 ml, se le agrega 3 gotas de solución amortiguadora (hidróxido de sodio al 4N) y una pizca de Murexida y posteriormente se titula con EDTA (etilen-diamino-tetracetato) al 0.01N usando una microbureta de 10 ml.

El cambio de color es de rosa o violeta. No debe observarse tinte rojizo al llegar al punto terminal.

Para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación:

$$Ca_{meqL^{-1}} = \frac{ml \text{ gastados} \times N \text{ del EDTA} \times 1000}{ml \text{ muestra}}$$

4.3.6. Determinación de Calcio y Magnesio.

El magnesio no existe libre en la naturaleza. Se encuentra combinado como carbonato, $MgCO_3$, constituyendo el mineral llamado magnesita o giobertita. Como sulfato y cloruro forma parte de las sales dobles en diversos yacimientos. Los silicatos más corrientes, donde encontramos el magnesio asociado son, el talco (piedra de jabón) de fórmula $H_2Mg_3(SiO_3)_4$, el asbesto, $Mg_3Ca(SiO_3)_4$, la sepiolita o espuma de mar de fórmula $Mg_2Si_3O_8 \cdot 2H_2O$, la serpentina, $Mg_3Si_2O_7 \cdot 2H_2O$ y el olivino o peridoto, Mg_2SiO_4 . Se encuentra generalmente en las aguas en cantidades mucho menores que el calcio, pero su importancia biológica es grande.

El punto de equivalencia en una valoración complexométrica se puede determinar mediante la adición de un indicador a la muestra que se compleje más débilmente que el EDTA con los cationes que se quieren valorar y que presente un cambio de color al romperse dicho complejo en presencia del EDTA. En la esta determinación utilizaremos como indicador negro de eriocromo T, un ácido débil cuyo color depende del pH de la disolución. Cuando se adiciona una pequeña cantidad del indicador negro de eriocromo negro T a la disolución de la muestra, ésta reacciona con ambos cationes dando productos de los cuales el más estable es el que origina el Mg^{2+} que da un color violeta.

Se colocan 5ml de muestra en un vaso de precipitado 40ml, se le agrega 5 gotas de solución amortiguadora (cloruro de amonio) y una pisca de Eriocromo negro T y posteriormente se titula con EDTA (etilen-diamino-tetraacetato o Versenato) al 0.01N usando una microbureta de 10ml.

El cambio de color es de violeta a azul o verde. No debe observarse tinte rojizo al llegar al punto terminal.

Para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación:

$$(Ca + Mg)_{meqL^{-1}} = \frac{ml \text{ gastados} \times N \text{ del EDTA} \times 1000}{ml \text{ muestra}}$$

Con los datos obtenidos de calcio, por diferencia obtenemos Magnesio.

$$\text{Mg} = (\text{Ca} + \text{Mg}) - \text{Ca}$$

4.3.7. Determinación de Carbonato

La alcalinidad en el agua tanto natural como tratada, usualmente es causada por la presencia de iones carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-), asociados con los cationes Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} . La alcalinidad se determina por titulación de la muestra con una solución valorada de un ácido fuerte como el H_2SO_4 , mediante dos puntos sucesivos de equivalencia, indicados ya sea por medios potenciométricos o por medio del cambio de color utilizando dos indicadores ácido-base adecuados.

Se colocan 5ml de muestra en un vaso de precipitado de 40 ml, se le agrega 1 gota de fenolftaleína al uno por ciento. Si la solución adquiere un color rosa, se titula con ácido sulfúrico al 0.01N con ayuda de una microbureta de 10 ml para agregar una gota cada 5 segundos hasta que el color desaparezca.

Para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{CO}_3^{2-} \text{ meqL}^{-1} = \frac{2 \times \text{ml gastados} \times N \text{ del } \text{H}_2\text{SO}_4 \times 1000}{\text{ml muestra}}$$

4.3.8. Determinación de Bicarbonato

En la muestra que se utilizó para determinar carbonatos se le agrego 2 gotas de anaranjado de metilo y se titula con ácido sulfúrico con ayuda de una microbureta de 10 ml. El cambio de color es de anaranjado a color durazno.

Para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{HCO}_3^- \text{ meqL}^{-1} = \frac{[\text{ml gastados} - (2 \times \text{ml gastados en carbonatos})] \times N \text{ del } \text{H}_2\text{SO}_4 \times 1000}{\text{ml muestra}}$$

Hay que verificar que la regla de los mililitros gastados se cumpla en caso de no ser así se utilizara la tabla No. 26.

Tabla 25 Valores de titulación relacionado a cada ion.

Resultado de la titulación	Valor de titulación relacionado a cada ion		
	hidróxido	Carbonato	Bicarbonato
P=0	0	0	T
P < ½ T	0	2P	T-2P
P = ½ T	0	2P	0
P > ½ T	2P-T	2(T-P)	0
P=T	T	0	0

P=titulación al punto de vire para fenolftaleína.

T= titulación total al punto de vire del anaranjado de metilo.

4.3.9. Determinación de Cloruros

Las aguas naturales tienen contenidos muy variables en cloruros dependiendo de las características de los terrenos que atraviesen pero, en cualquier caso, esta cantidad siempre es menor que las que se encuentran en las aguas residuales, ya que el NaCl es común en la dieta y pasa inalterado a través del aparato digestivo. El aumento en cloruros de un agua puede tener orígenes diversos. Si se trata de una zona costera puede deberse a infiltraciones de agua del mar. En el caso de una zona árida el aumento de cloruros en un agua se debe al lavado de los suelos producido por fuertes lluvias. En último caso, el aumento de cloruros puede deberse a la contaminación del agua por aguas residuales. Los contenidos en cloruros de las aguas naturales no suelen sobrepasar los 50-60 mgL⁻¹. El contenido en cloruros no suele plantear problemas de potabilidad a las aguas de consumo. Un contenido elevado de cloruros puede dañar las conducciones y estructuras metálicas y perjudicar el crecimiento vegetal.

A la muestra proveniente de la determinación de carbonatos y bicarbonatos, se le agregan 4 gotas de cromato de potasio al 15 por ciento y agítese. Titularse con nitrato de plata al 0.01N agregándole gotas con la ayuda de una microbureta de 10 ml hasta que la muestra cambie de un color amarillo a un rojo ladrillo intenso. Según Richard (1985), la corrección varía según la muestra en el momento que vire, aumentando normalmente de 0.03 hasta 0.20 ml para aumentos de volumen de 2 hasta 12ml.

Para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación:

$$Cl_{meqL^{-1}} = \frac{ml \text{ gastados} \times N \text{ del } AgNO_3 \times 1000}{ml \text{ muestra}}$$

4.3.10. Determinación de Sulfatos

Los métodos turbidimétricos de análisis tienen como fundamento la formación de partículas de pequeño tamaño que causan la dispersión de la luz cuando una fuente de radiación incide sobre dichas partículas. El grado de dispersión de la luz (o turbidez de la solución) es proporcional al número de partículas que se encuentran a su paso, lo cual depende de la cantidad de sulfato presente en la muestra. Para esto se toma un cierto volumen de muestra y se le agrega alguna sal que cause la formación de partículas de precipitado. En el caso de determinación de sulfatos por el método turbidimétrico se agrega a un volumen de muestra, solución de cloruro de bario. El bario en presencia de sulfatos precipita como sulfato de bario $BaSO_4$, formando flóculos que causan un cierto grado de turbidez en la solución y este grado de turbidez es proporcional a la concentración de sulfatos presentes.

Solución Estabilizadora:

Se mezclan 50 ml de glicerina con una solución que contenga 30 ml de HCl concentrado, 300 ml de agua destilada, 100ml de alcohol etílico al 95 por ciento y 75g de cloruro de sodio.

También se utilizarán los cristales de cloruro de bario $BaCl_2 \cdot 2H_2O$

Curva de Calibración:

Para obtener la curva de calibración, se preparan una serie de estándares de: 0, 5, 10, 20, 30, 35, 40ppm como sulfatos SO_4^{2-} .

Se toman 50 ml. de muestra y se colocan en un vaso de precipitados. Se le agregan 5 ml. de solución estabilizadora y 5 ml. de solución de cloruro de bario al 5 por ciento. Se agita la muestra para mezclar completamente y esta solución resultante es la que se emplea para lectura en el turbidímetro. La lectura se efectúa 5 minutos después de haber agregado los reactivos y formado el precipitado. El espectrofotómetro se colocó en 420 nm

NOTA: Los estándares de sulfatos pueden prepararse a partir de una solución de 100 ppm como SO_4^{2-} , diluyendo hasta obtener estándares de 0, 5, 10, 20, 30, 35, 40ppm de sulfatos.

Medición de las Muestras:

Se toman 50 ml. de muestra y se hace el mismo procedimiento que se emplea para cada muestra de estándar. Para obtener la concentración de sulfatos en la muestra

analizada se lee el valor de absorbancia registrada con la curva de calibración para sulfatos previamente obtenida y se encuentra su valor en concentración.

Si la muestra contiene una gran cantidad de sulfatos, la turbidez estará fuera del rango de la curva de calibración, por lo cual deberá diluirse la solución de muestra original hasta un valor adecuado en que pueda leerse la turbidez de la solución resultante.

4.3.11. Determinación de Nitratos (N-NO₃).

El amoníaco, junto con los nitritos y nitratos, es el típico indicador de contaminación del agua. La presencia de amoníaco indica una degradación incompleta de la materia orgánica. Los nitratos existentes en el agua son, habitualmente, consecuencia de una nitrificación del nitrógeno orgánico o proceden de la disolución de los terrenos atravesados por el agua. Pueden provenir de la contaminación orgánica o de la contaminación por abonos químicos. La Organización Mundial de la Salud, OMS, incluye a los nitratos entre los componentes del agua que pueden ser nocivos para la salud. Son peligrosos para los niños en concentraciones superiores a 45 mgL⁻¹. El efecto perjudicial de los nitratos se debe a que por acción bacteriana se reducen a nitritos en el estómago, éstos pasan a la sangre y son responsables de la formación de metahemoglobina, con lo que el poder de absorción del oxígeno por la sangre disminuye, produciendo asfixia interna.

Para obtener la curva de calibración, se preparan una serie de estándares de: 0, 2.5, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40 y 50 ppm como N-NO₃.

Se pipetea 0.5ml de la muestra o de la serie de estándares en un tubo de ensayo. Se adiciona 1ml de la mezcla de ácido salicílico al 5 por ciento (p/v) en ácido sulfúrico (AS-H₂SO₄). Se mezcla inmediatamente los contenidos en un vortex (precaución reacción exotérmica). Se adicionan 10ml de NaOH 4N, y se mezcla nuevamente. Se dejan enfriar los tubos a temperatura ambiente y se lee en absorbancia a 410 nm.

4.3.12. Determinación de Ortofosfatos (P-PO₄).

Los abonos inorgánicos están constituidos por diversas clases de fosfatos solubles, los más comunes de los cuales derivan de los aniones meta- (PO₃⁻), piro- (P₂O₇⁴⁻) y ortofosfato (PO₄³⁻). Debido a su elevada solubilidad, estos aniones son arrastrados fácilmente por las aguas superficiales hacia ríos, acuíferos, etc. Otra fuente de fosfatos la constituyen los vertidos urbanos que contienen detergentes: para aumentar su eficacia, algunos detergentes utilizan fosfatos inorgánicos en su composición como agentes alcalinizadores. Las aguas naturales contienen normalmente cantidades de fosfatos por debajo de 1 mgL⁻¹. Cantidades superiores de estos nutrientes favorecen el

crecimiento de algas que consumen el oxígeno del medio acuático y provocan la desaparición de especies vegetales y animales.

El método propuesto para determinar fosfatos se basa en la formación de un heteropoliácido con el reactivo vanado-molibdico (de color amarillo y soluble en agua) cuya absorción de luz se mide a 690 nm.

En esta identificación interfieren concentraciones apreciables de Fe(III), silicato y arseniato, entre otras especies. Es decir, estas especies absorben luz a la longitud de onda utilizada (690 nm). Para eliminar dicha interferencia se preparará un blanco (sin fosfato) cuya absorbancia será el cero de las muestras. Adicionalmente, es posible que la absorbancia del complejo se vea afectada por efectos de matriz. La matriz puede potenciar o atenuar la absorbancia de luz por el complejo, lo cual puede conducir a resultados erróneos. Para minimizar este efecto, aplicaremos el método de adiciones estándar, que consiste en la adición de cantidades crecientes del ortofosfato a una cantidad fija de muestra. Éste procedimiento resulta más efectivo que un calibrado externo (recta de calibrado con disoluciones patrón) cuando la matriz interfiere en la detección.

La limpieza de los recipientes de vidrio es muy importante. No debe utilizarse los detergentes comerciales que contienen fosfatos. Lavarlos con ácido clorhídrico diluido y enjuagarlos con agua destilada.

Procedimiento: introducir 20mL de la muestra en un matraz aforado de 25ml. Añadir 4ml de reactivo (400mL de ácido sulfúrico al 5N, 120mL de molibdato de amónico al 4 por ciento, 240mL de ácido ascórbico y 40mL de emético), completar el volumen a 25mL con agua destilada. Esperar 20 minutos y efectuar las lecturas en el espectrofotómetro a la longitud de onda de 690nm. Esto se hace para la curva de calibración.

4.3.13. Determinación de Boro.

Este elemento no se encuentra libre en la naturaleza existiendo exclusivamente enlazado a oxígeno en pequeñas cantidades como ácido bórico, usualmente encontrado en manantiales volcánicos, y en grandes cantidades como boratos en bórax y colemita. La ulexita, otro mineral de boro, es interesante ya que es una versión natural de fibra óptica. Las fuentes más importantes de boro son los minerales rasorita, también conocida como kernita, y el bórax ambos encontrados en el desierto Mojave en California.

Las determinaciones espectrofotométricas de boro están basadas tanto en la extracción de asociaciones iónicas formadas por complejos aniónicos con colorantes cationicos y en la formación de quelatos de ésteres de ácido bórico con moléculas colorantes. Un número de métodos bien conocidos usan reactivos específicos para el desarrollo del color el cual es medido a una longitud de onda característica, entre los cuales podemos mencionar: curcumina, carmina, azul de metileno, azometina-H y otros tales como quinalizarina, arsenazo y violeta cristal. De estos, el método que utiliza azometina-H como reactivo cromogénico es quizás el método espectrofotométrico de determinación de B más comúnmente usado siendo sugerido por primera vez a comienzos de la década de los 60. En solución acuosa el reactivo es de color amarillento y se disocia. La azometina-H tiene baja estabilidad por lo que se requiere la utilización de preservativos para conservarla durante unas dos a tres semanas mediante el uso de ácido ascórbico al 2% con una debida protección de la luz y bajo refrigeración.

Procedimiento

Transferir 1 ml de la muestra, diluir la solución, agregar 2ml de solución buffer (acetato de amonio, etilenodiaminetraacetico y ácido acético glacial) y mezclar. Agregar 2 ml del reactivo Azometina H mezclar y dejar reposar por 30 minutos leer la absorbancia a 420 nm. Este mismo procedimiento se realizara a soluciones de B conocidas para realizar una curva estándar, preparada con 0, 2, 4, 6, 8 y 10 ppm de B y así relacionarla con las lecturas de nuestras muestras.

4.3.14. Determinación de Silicio

Si bien el silicio es, luego del oxígeno, el elemento más abundante en la corteza terrestre (Hem, 1992), su concentración y presencia en el agua subterránea no es en general tenida en cuenta en los trabajos hidroquímicos. De hecho está considerado dentro de los elementos minoritarios y no se incluye en los protocolos básicos de análisis de calidad de aguas. Este hecho podría atribuirse a una presunción inicial de que, si bien su disponibilidad en los minerales que conforman el acuífero es grande, la baja solubilidad de estos minerales hace que su presencia en solución no sea significativa.

Resulta significativo destacar la estimación efectuada por Stumm y Wollast (1990), en el sentido de que alrededor del 45% del total de la carga disuelta de los ríos del planeta, proviene de la meteorización de minerales silicatados. Si bien no existe tal estimación para el caso de las aguas subterráneas, parece lógico entonces considerar la importancia de los procesos de disolución incongruente sobre la composición de las

mismas, teniendo en cuenta la mayor interacción entre la solución y la fase sólida en los medios porosos. La disolución incongruente de silicatos tiene como efecto sobre la química del agua subterránea la adición de cationes y sílice y, de forma secundaria, la formación de bicarbonato (Appelo y Postma, 1993), por lo que puede resultar determinante en la composición del agua subterránea. Hem (1992), haciendo referencia a diversas experiencias de laboratorio, señala las siguientes solubilidades de minerales silíceos en agua pura a 25°C: cuarzo: 6.0 mgL⁻¹, cristobalita: 27 mgL⁻¹ y sílice amorfa 115 mgL⁻¹.

La determinación de silicio se basa en la espectrofotometría de absorción en la región visible. Su relación cuantitativa se basa en la Ley de Lambert y Beer que indica, que la absorción de la radiación es proporcional a la concentración de silicio.

El silicio y los fosfatos reaccionan con el ion molibdato en solución acida (pH=1.2 a 1.5), formando un complejo de color amarillo de silicomolibdato y fosfomolibdato. Se adiciona ácido oxálico para destruir el fosfomolibdato. El silicomolibdato permanece sin cambio. Se adiciona un agente reductor (sulfito de sodio), que reduce el silicomolibdato a un complejo de color azul que obedece la ley de Lambert y Beer. La intensidad del color azul se mide a 650 nm por medio de un espectrofotómetro.

Causan interferencia los fosfatos, la turbidez y el color de ciertos iones (Fe, Cu, CrO₄⁼, taninos), el material y los reactivos contaminados pueden aumentar la cantidad de silicio en la muestra por analizar. La turbidez y el color en caso de estar presentes, se pueden eliminar tratando la muestra con carbón activado. Evitar material de vidrio corriente y usar reactivos analíticos de la más alta pureza. Es recomendable guardar todos los reactivos en frascos de plástico.

Se realizó una curva de calibración con los siguientes puntos 0, 2.5, 5, 10, 15 y 20ppm de SiO₂-3. Para realizar la curva de calibración a cada uno de los puntos de la misma, se le realizó el mismo tratamiento que a la muestra que es el siguiente:

Se agregan 50 ml de la muestra en un matraz Erlenmeyer de 125ml, agregar 10ml de HCl al 10 por ciento y 5 ml de molibdato de amonio al 10 por ciento, agitar y esperar que repose por 5 minutos. Posteriormente se le agregan 2 ml de ácido oxálico al 10 por ciento, agitar y dejar reposar por 2 minutos. Por último se le agrega 2ml de sulfito de sodio, agitar y dejar reposar por 2 minutos.

Leer la absorbancia en una longitud de onda de 650 nanómetros. En caso de que la longitud de absorbancia leída de la muestra no entre en los rangos de la curva de calibración hacer una disolución.

4.3.15. Determinación de la Presión Osmótica.

La presión osmótica puede definirse como la presión que se debe aplicar a una solución para detener el flujo neto de disolvente a través de una membrana semipermeable. La presión osmótica es una de las cuatro propiedades coligativas de las soluciones (dependen del número de partículas en disolución, sin importar su naturaleza). Se trata de una de las características principales a tener en cuenta en las relaciones de los líquidos y sus concentración de solutos.

Cuando dos soluciones se ponen en contacto a través de una membrana semipermeable (membrana que deja pasar las moléculas de disolvente pero no las de los solutos), las moléculas del disolvente se difunden, pasando habitualmente desde la solución con menor concentración de solutos a la de mayor concentración. Este fenómeno recibe el nombre de ósmosis, palabra que deriva del griego *osmos*, que significa "impulso". Al suceder la ósmosis, se crea una diferencia de presión en ambos lados de la membrana semipermeable: la presión osmótica se puede calcular con la ecuación general de los gases ideales citado por Chang (2006), que es:

$$PO = M \times R \times T$$

Dónde:

PO- Es la presión osmótica expresada en atm

M- Es la concentración molar o molaridad de la disolución, medida en mol·L⁻¹.

R- Es la constante universal de los gases ideales 0.082 atm·L·K⁻¹·mol⁻¹.

T- Es la temperatura absoluta en kelvin (K)

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1. Descripción del lugar.

La cuenca del Valle de México se encuentra localizada 19°30' al Norte y en la longitud 99°02' Oeste, en la parte alta, y hacia el sur, del altiplano mexicano limitada al norte por las sierras de Tepotzotlán, Tezontlalpan y Pachuca, al este por los llanos de Apan y la Sierra Nevada, al sur por las Sierras de Chichinautzin y del Ajusco y al oeste por las Sierras de las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo. Tiene una extensión superficial de 9,674 Km², altitud media de 2 240 msnm, y una precipitación media anual de 760 mm, distribuida principalmente en los meses de mayo a octubre y temperatura media anual de 15.3 °C.

El Valle del Mezquital está conformado por al menos cinco subregiones compuestas por las planicies de Ixmiquilpan, Tula, Actopan, Alfajayucan y Tasquillo. El Valle del Mezquital está dentro de los límites del estado de Hidalgo. Situado en lo alto de la meseta mexicana, a 60 Km. de la ciudad de México, con una altitud entre 1,700 m y 2,100 m sobre el nivel del mar. En temperaturas, Ixmiquilpan ha registrado 9° C por abajo del cero e principios de año y 38° C a la sombra en el mes de mayo. Mientras en Mixquiahuala ha habido extremos de 39,5° C en verano, en Huichapan el termómetro ha bajado a -10° C en invierno. Esto pasa porque el Mezquital está a 2000 metros de altitud, lejos de toda protección natural contra los cambios de clima. Las montañas del Mezquital son: la Peña Azul en Tepeji del Río, el Jicuco entre Tula y Tlahhuelipan, los órganos o Frailes (en otomí, yamaja: los curas) de Actopan y la peña Partida en Tasquillo. el río Tula recibe las aguas de los ríos del Valle de México que originalmente alimentaban a los lagos de Texcoco, Chalco, Xochimilco, Zumpango y Xaltocan. El río Tula tiene como principales afluentes, el río Rosas, Cuautitlán, Guadalupe y Salado. Al unirse con el río San Juan toma el nombre de Moctezuma, que sirve de límites con Querétaro, penetrando posteriormente a San Luis Potosí para formar el río Pánuco.

El muestreo se realizó en julio del 2011, siguiendo el flujo de la red hidrográfica Del Valle de México---Valle del Mezquital. Se inició en el Municipio de Texcoco en el puente de la desviación que va a Queretaro de la carretera México—Texcoco vía Lago, donde se encuentra la planta de bombeo rio colorado. Posteriormente se siguió el canal emisor oriente hasta llegar a la laguna de Zumpango (se fueron tomando puntos en el trayecto antes de llegar a la laguna), en la laguna se hicieron 3 muestreos, a la entrada, en la laguna y a la salida, se siguió el canal emisor oriente hasta llegar al canal de Tequixquiac el nuevo y Tequisquiac el viejo, que es una obra de suma

importancia para el desagüe de las aguas urbanas de la ciudad de México, se tomaron otros puntos de muestreo, como el de la cementera Apaxco ya que ahí se encuentra el río Salado que desemboca en el río Atotonilco y río Tula. Esta fue la ruta que se siguió en los puntos tomados en el Estado de México.

En el estado de Hidalgo se muestrearon 18 municipios de los 27 que conforman el Valle del Mezquital siguiendo el río Tula se llegó hasta la Presa Endhó en esta presa se tomaron muestras al entrar en la presa y salida, posteriormente se muestrearon las presas Rojo Gómez, Una pequeña presa que se encuentra a un lado de la presa Rojo Gómez, Presa Vicente Aguirre, presa Mandho Corrales, Presa Debohdé y Presa Zimapán, esta presa se encuentra entre los límites de Hidalgo y Querétaro, así mismo se trató de tomar el mayor número de muestreos en la red de canales de los distritos de río 003 y 100 que conforman el valle del Mezquital.

En la Figura 15 se muestra la macro y micro localización del sitio de estudio, como también se muestra la hidrografía, los acueductos y los cuerpos de agua de la República Mexicana. En la figura 16 se muestra la micro-localización más específica de la zona de estudio así como el lugar donde fueron tomadas las muestras

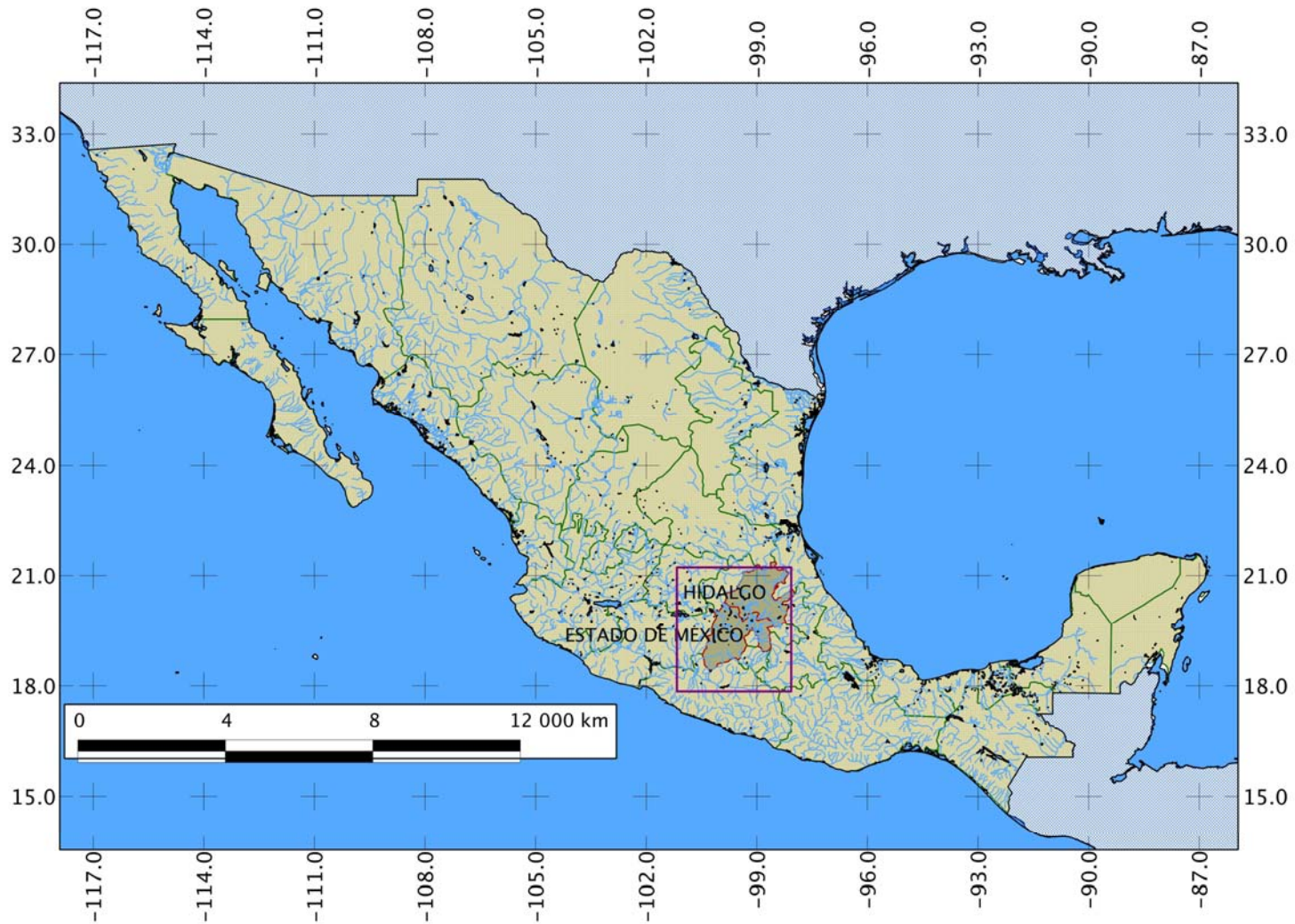


Figura 15 Macro—localización de los puntos de muestreo. Plano Elaborado con información de la CONABIO.

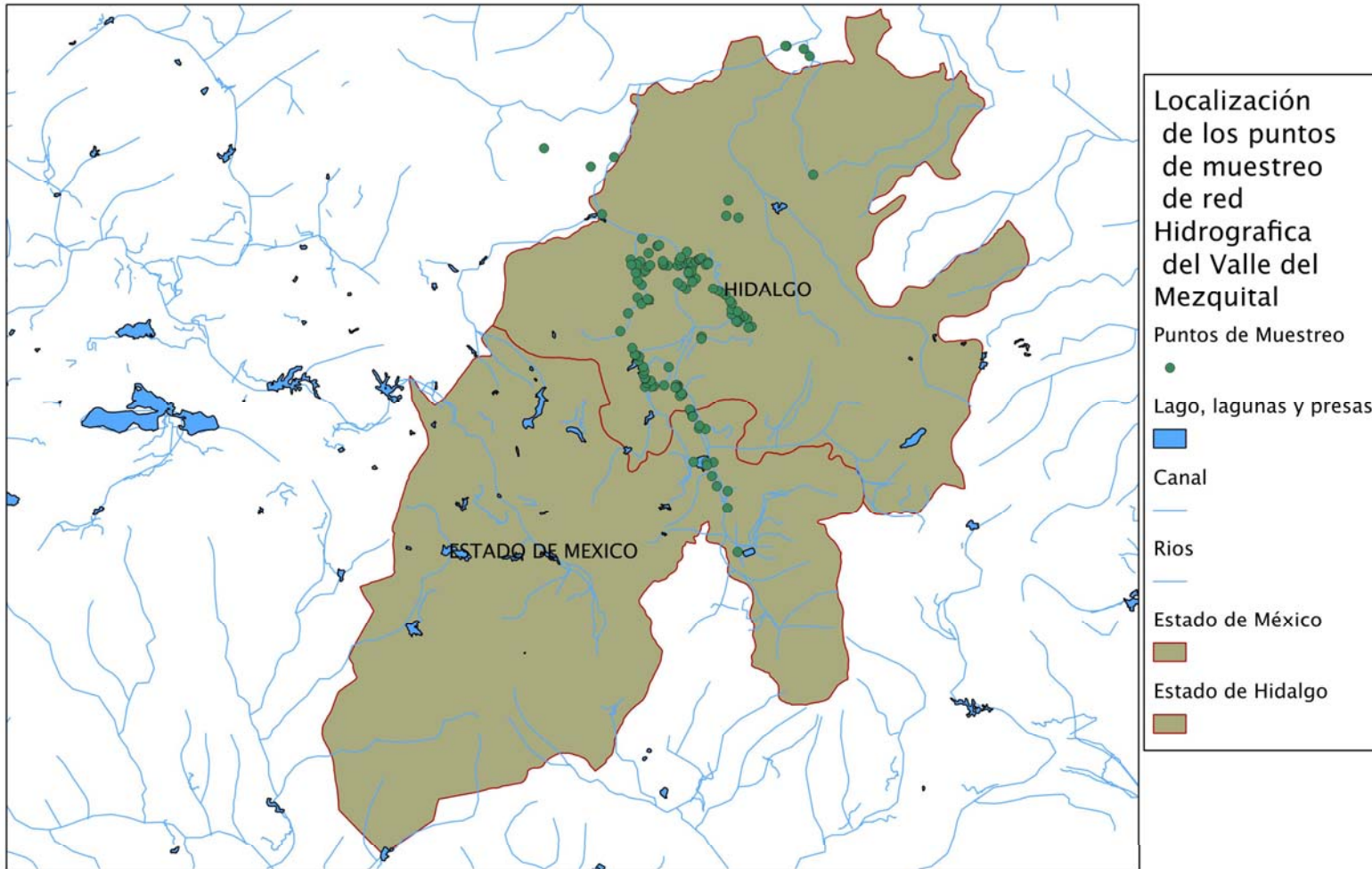


Figura 16 Micro—localización de los puntos de muestreo de la red hidrográfica Del Valle de México---Valle del Mezquital.

Tabla 26 Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica Valle de México-Valle del Mezquital.

Muestra No.	Descripción de los Sitios de Muestreo Nombre del Sitio de Muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temperatura °C
		Norte(m)	Este (m)	Altura (msnm)	
1	Puente caseta desviación a Querétaro	2152587	499021	2233	21
2	Puente PEMEX	2169839	495240	2242	22
3	Canal Santa María Tonatitlan	2176538	495320	2246	22
4	Puente salida Santa Ana	2178433	491291	2246	23
5	Puente Santa Ana Nextlalpan	2182303	489500	2241	21
6	Puente la Laminadora	2187706	490039	2252	22
7	Laguna de Zumpango	2187676	487454	2253	27
8	Canal Norte Entrada Laguna de Zumpango	2187856	482701	2251	20
9	Puente San Pedro aun lado de la laguna de Zumpango	2186529	487622	2256	22
10	Túnel Tequexquiac	2200854	484716	2219	22
11	Túnel Ing. Marcelo Palafox	2200650	487139	2225	22
12	Puente salida Tequexquiac (Puercos)	2201923	484936	2215	21.5
13	Rio Salado-Apaxco	2207606	481647	2181	21.5
14	Canal Cementera Apaxco	2208204	481360	2210	21
15	La Atarjea-Canal	2205528	482404	2192	18
16	Los Sauces	2205585	482300	2189	19
17	La Atarjea Nacimiento	2205501	482395	2202	19.5
18	Canal Revestido Roberto Atotonilco Tula	2214393	478583	2157	20
19	Atotonilco-Rio Tula	2213813	477705	2114	21
20	Canal-Revestido Texas	2214726	478376	2151	21
21	Canal Tierra Grande Atitalaquia	2217776	477041	2096	20
22	Canal Atitalaquia Puente Piedra (Criotules)	2217978	476532	1997	21
23	Canal de Tierra la Quina	2218021	476242	2085	21
24	Cascada-Atitalaquia	2217106	476494	2091	22
25	Canal Revestido-PEMEX	2217112	475995	2099	21
26	Canal Refinería 1 Tula	2217933	471884	2102	21
27	Canal Revestido 2 Tula	2217613	468156	2094	21
28	Canal Tierra Tula	2217440	467274	2090	21
29	Rio Tula-Tula	2217390	464838	2031	20.5
30	Puente Verde Tula	2218855	465530	2058	21.5
31	Canal Dendhó-Salida Tula	2219736	466934	2084	21.5
32	Canal Revestido Carretera	2225031	473570	2059	22
33	Canal Revestido Canadiense	2220493	464861	2077	22
34	Canal de Tierra cauce Autopista	2220709	464762	2074	22
35	Canal de Tierra Adelante anterior	2222415	464244	2071	23
36	Canal Colonia Benito Juárez	2223530	464561	2069	24

Continuación de la Tabla 26

Muestra No.	Descripción de los Sitios de Muestreo Nombre del Sitio de Muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temperatura °C
		Norte(m)	Este (m)	Altura (msnm)	
37	Canal Santa Diva (Preciliano)	2225113	464142	2057	27
38	Presa Endho	2227585	462392	2038	25.5
39	Canal Salida de Endho	2229092	462721	2016	22
40	Canal en Segunda presa Endho	2229660	461609	2024	24
41	Canal en las vías del Tren	2229926	461065	2028	24
42	Canal Salida de Tepetitlan	2232472	460133	2020	25
43	Canal Antes Chapatongo	2238965	455746	2177	20
44	Manantial Escondido Chapatongo	2245952	458641	2080	21.5
45	Canal revestido Presa Rojo Gómez	2252011	462159	1989	29
46	Presa pequeña en Rojo Gómez	2249592	463636	1992	23
47	Presa Rojo Gómez	2251143	466349	1980	24.5
48	Canal lado presa Rojo Gómez	2251419	465854	1970	23.5
49	Rio En Alfajayucan	2257309	463644	1862	26
50	Presa Vicente Aguirre	2258931	462198	1859	20
51	Primer Canal Alfa-Ixmiquilpan	2262325	464412	1833	21
52	Segundo canal Calle 15 de Mayo	2262911	465127	1840	21
53	Tercer Canal Revestido Fte. Tanque de agua	2264389	466065	1832	21
54	Canal Cont calle 2 de Octubre	2264892	466800	1812	21
55	Canal de Piedra desp de Ixmiquilpan	2264723	473375	1734	22
56	Canal en Ixmiquilpan	2264849	477539	1696	22.5
57	Rio Ixmiquilpan, Hidalgo	2264733	476992	1692	22
58	Canal Cuadrado antes Tasquillo	2269587	466231	1726	23
59	Rio Tula a Zimapan	2275247	463915	1582	23
60	Presa Zimapan	2284726	449115	1552	25
61	Aguas saladas San Joaquín	2310775	427955	1838	28
62	Rio Moctezuma La Mora	2307225	453657	953	20.5
63	Rio En Maconi Querétaro	2303559	445080	1483	21
64	Canal 1 López Rayón	2264962	471684	1728	21.4
65	Canal 2 López Rayón	2265474	471548	1728	19.8
66	Canal 3 López Rayón	2266485	471471	1733	21.9
67	Rio tula Tzindejhe	2272399	469506	1633	21.2
68	Balneario Tzindejhe	2272374	469583	1651	30
69	Agua Canal Hacia Mandhu Corrales	2266425	463185	1635	31.1
70	Agua Canal Hacia Mandhu Corrales	2266425	463185	1830	25
71	Agua de Presa Madhu	2267136	459637	1740	24.7
72	Presa Hacienda Mina Tezonte	2265231	461787	1797	26.8
73	Basaltos Cascada Xigatza	2265116	459929	1747	22.4
74	Agua Canal Revestido entrando Alfajayucan	2261971	461514	1847	31.4
75	Agua Canal Ixmiquilpan	2265339	478017	1738	25.2
76	Canal Escuela	2265749	479723	1757	24.5

Continuación de la Tabla 26

Muestra No.	Descripción de los Sitios de Muestreo Nombre del Sitio de Muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temperatura °C
		Norte(m)	Este (m)	Altura (msnm)	
77	Canal Grande UTVM	2265968	480967	1755	23.7
78	Parcela con Drenaje	2266080	481778	1755	22.3
79	Canal la Estación	2264370	482307	1789	24.2
80	Canal Revestido Chico San Pedro Capula	2266392	483651	1791	24.2
81	Canal Benito Juárez	2267137	484749	1773	24.4
82	Nivel Freático (2)	2267241	484902	1774	26
83	Canal Capula Escuela Técnica	2267572	485813	1782	24.6
84	Canal Revestido Junto Presa Debodhe	2265995	488018	1793	25.3
85	Presa Debodhe	2265083	487290	1812	24.2
86	Salida Presa Debodhe	2265453	488174	1777	20.4
87	Canal Comunidad Vásquez Remedios	2270117	480357	1737	25.3
88	Canal Antes de Ixmiquilpan San Nicolás	2266843	477550	1708	25
89	Canal Daxtha Desp. Actopan	2243633	502525	1959	19.4
90	Canal (Pozos) Pozo-Residual	2244730	501250	1960	19.2
91	Canal Entrada Salvador	2244167	499722	1936	17.7
92	Canal (2) El Salvador	2243314	498890	1934	18.5
93	Agua en Artusionismo El Salvador Frente al Pósito Balneario	2242504	499121	1930	18.4
94	Pozo zona CAAMSSH	2242588	498765	1939	20.4
95	Canal Demagu	2245503	496784	1931	19.4
96	Salida Teofani	2247447	496765	1924	19.4
97	Canal Francisco Villa	2246575	499040	1958	18.3
98	Canal Santiago de Anaya	2249770	496881	1922	18.9
99	Canal Lagunilla	2250800	496197	1918	19.8
100	Canal Salida Patria Hueva	2253144	494438	1912	19.6
101	Entrada Pueblo Nuevo	2254335	492904	1914	19.6
102	Canal Xolatepec	2254912	491723	1913	19.5
103	Microplanta Tratadora Villa Grande	2255632	489953	1912	22.5
104	Canal entrada La Jungla	2259680	483663	1790	21.2
105	Canales David Alf. Siqueiros Calle de la Peña	2261237	481354	1739	21.2
106	Canal entrada Pueblo Nuevo	2262527	481050	1736	23.8
107	Canal grande Pueblo Nuevo	2262456	482027	1744	21.4
108	Canal entrada Pueblo nuevo	2262115	480904	1734	22.2
109	Canal Cardonal Av. Hidalgo y Salvador Novo	2267880	478032	1729	22.4
110	Arroyo El Arenalito	2284064	494826	1760	23.4
111	Xlac. Grutas de Tolantongo	2283246	499151	1406	29.8
112	Arroyo desp. Moxthe	2290082	495570	1413	18.6
113	Canal Maguey Blanco	2258332	482346	1740	23.2
114	Canal entrada Ecoalberto	2255382	480036	1807	23.6
115	Canal hacia Ecoalberto	2256765	478534	1790	21.7

Continuación de la Tabla 26

Muestra No.	Descripción de los Sitios de Muestreo Nombre del Sitio de Muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temperatura °C
		Norte(m)	Este (m)	Altura (msnm)	
116	Río Tula en Ecoalberto	2258009	476977	1778	21.3
117	Canal/Salida Actopan Mixquiahuala	2240687	504185	1996	16.6
118	Canal Revestido Adelante anterior	2240300	503031	1963	19.7
119	Canal Revestido Col. Morelos	2236899	485742	2016	20
120	Canal de Tierra arriba Col Morelos	2235993	485638	2039	20.5
121	Nacimiento Tamazunchale	2350566	516954	181	24.3
122	Río Moctezuma La Vega	2350608	516473	135	25.8
123	Río Amayac Tamazunchale	2349494	523188	113	31.8
124	Río Claro Tamazunchale	2346705	525343	118	31.1
125	Laguna Azteca Molango	2300383	526758	1277	24.8

En la tabla 26 se muestran las coordenadas de los puntos de muestreo, las elevaciones y las temperaturas de los diferentes estaciones de muestreo. Se muestra también la descripción del lugar o el nombre exacto en caso de conocerlo.

Tabla 27 Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Valle de México-Valle del Mezquital.

Muestra	CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
	(mmhocm ⁻¹)													
1	7.0	2.064	1.84	2.76	14.47	1.13	20.2	0	11.08	7.23	1.37	19.68	1459.8	1.30
ppm			36.87	33.53	332.81	44.18		0	675.88	256.3	65.8		1445.3	
mmol/L			0.92	1.38	14.47	1.13		0	11.08	7.23	0.69		36.90	
2	7.6	2.177	2.16	2.4	15.45	1.28	21.29	0	11.08	8.04	1.62	20.74	1577.2	1.31
ppm			43.29	29.16	355.35	50.05		0	675.88	285.02	77.81		1516.56	
mmol/L			1.08	1.38	15.45	1.28		0	11.08	8.04	0.81		39.12	
3	7.21	0.7	1.6	0.96	3.89	0.4	6.85	0	3.45	2.48	0.7	6.63	495.22	1.63
ppm			32.06	11.64	89.47	15.64		0	210.45	87.92	33.62		480.80	
mmol/L			0.8	0.48	3.89	0.4		0	3.45	2.48	0.35		11.85	
4	7.31	1.296	2.88	2.44	6.65	0.7	12.67	0	6.7	4.52	1.09	12.31	906.75	1.44
ppm			57.72	29.65	152.95	27.37		0	408.7	160.23	52.35		888.97	
mmol/L			1.44	1.22	6.65	0.7		0	6.7	4.52	0.55		21.78	
5	7.39	1.84	2	2.32	12.6	1.07	17.99	0	9.05	6.3	2.15	17.5	1291.35	1.38
ppm			40.08	28.19	289.8	41.84		0	552.05	223.34	103.26		1278.56	
mmol/L			1	1.16	12.6	1.07		0	9.05	6.3	1.08		32.26	
6	7.1	1.518	2.2	2.96	7.26	2.34	14.76	0	9.16	3.8	1.39	14.35	1142.70	1.41
ppm			44.09	35.96	166.98	91.49		0	558.76	134.71	66.76		1098.75	
mmol/L			1.1	1.48	7.26	2.34		0	9.16	3.8	0.7		25.84	
7	7.23	0.767	1.76	1.48	3.73	0.53	7.5	0	4.2	2.45	0.63	7.28	549.06	1.49
ppm			35.27	17.98	85.79	20.72		0	256.2	86.85	30.26		533.07	
mmol/L			0.88	0.74	3.73	0.53		0	4.2	2.45	0.32		12.85	
8	7.12	1.096	1.72	1.52	7.08	0.4	10.72	0	6.03	3.9	0.49	10.42	776.27	1.42
ppm			34.47	18.47	162.84	15.64		0	367.83	138.26	23.54		761.05	
mmol/L			0.86	0.76	7.08	0.4		0	6.03	3.9	0.25		19.28	
9	7.3	1.845	2.16	2.62	12.04	1.18	18	0	9.91	6.4	1.19	17.5	1338.20	1.41

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
			43.29	31.83	276.92	46.14		0	604.51	226.88	57.16		1286.73		
			1.08	1.31	12.04	1.18		0	9.91	6.4	0.6		32.52		
10	7.28	1.791	2.42	3.32	10.6	1.43	17.77	0	9.28	6.7	1.28	17.26		1291.24	1.46
			48.5	40.34	243.8	55.91		0	566.08	237.52	61.48		1253.63		
			1.21	1.66	10.6	1.43		0	9.28	6.7	0.64		31.52		
11	7.3	1.761	2.92	3.44	9.81	1.05	17.22	0	8.97	6.4	1.38	16.75		1219.41	1.38
			58.52	41.8	225.63	41.06		0	547.17	226.88	66.28		1207.34		
			1.46	1.72	9.81	1.05		0	8.97	6.4	0.69		30.10		
12	7.32	1.703	2.26	3.32	9.84	1.13	16.55	0	8.74	6.2	1.15	16.09		1210.86	1.41
			45.29	40.34	226.32	44.18		0	533.14	219.79	55.23		1164.29		
			1.13	1.66	9.84	1.13		0	8.74	6.2	0.58		29.28		
13	7.3	1.642	2.2	2.82	9.96	1.02	16	0	8.9	5.5	1.16	15.56		1175.14	1.39
			44.09	34.26	229.08	39.88		0	542.9	194.98	55.72		1140.91		
			1.1	1.41	9.96	1.02		0	8.9	5.5	0.58		28.47		
14	7.3	1.785	2.36	3.4	10.51	1.08	17.35	0	9.38	6.03	1.46	16.87		1253.19	1.40
			47.29	41.31	241.73	42.23		0	572.18	213.76	70.12		1228.62		
			1.18	1.7	10.51	1.08		0	9.38	6.03	0.73		30.61		
15	7.44	2.073	3.36	4.02	11.21	1.53	20.12	0	10.68	7.5	1.42	19.6		1461.96	1.31
			67.33	48.84	257.83	59.82		0	651.48	265.88	68.2		1419.38		
			1.68	2.01	11.21	1.53		0	10.68	7.5	0.71		35.32		
16	7.87	2.253	3.92	4.16	12.25	1.63	21.96	0	12.56	7.4	1.43	21.39		1634.62	1.31
			78.56	50.54	281.75	63.73		0	766.16	262.33	68.68		1571.75		
			1.96	2.08	12.25	1.63		0	12.56	7.4	0.72		38.60		
17	7.35	2.232	5.4	4.2	10.37	1.75	21.72	0	11.18	8.1	1.82	21.1		1568.41	1.45
			108.22	51.03	238.51	68.43		0	681.98	287.15	87.41		1522.73		
			2.7	2.1	10.37	1.75		0	11.18	8.1	0.91		37.11		
18	7.4	1.908	2.6	3.84	11.1	1.12	18.66	0	9.17	7.5	1.49	18.16		1307.61	1.36

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
			52.1	46.66	255.3	43.79		0	559.37	265.88	71.56		1294.66		
			1.3	1.92	11.1	1.12		0	9.17	7.5	0.75		32.86		
19	7.23	1.941	2.72	2.52	12.58	1.16	18.98	0	10.03	6.5	1.92	18.45		1381.40	1.42
			54.51	30.62	289.34	45.36		0	611.83	230.43	92.22		1354.31		
			1.36	1.26	12.58	1.16		0	10.03	6.5	0.96		33.85		
20	7.42	1.908	2.32	2.48	12.69	1.17	18.66	0	9.58	6.92	1.64	18.14		1335.93	1.41
			46.49	30.13	291.87	45.75		0	584.38	245.31	78.77		1322.70		
			1.16	1.24	12.69	1.17		0	9.58	6.92	0.82		33.58		
21	7.04	0.762	1.6	1.12	4.17	0.56	7.45	0	4.33	2.25	0.64	7.22		559.63	1.57
			32.06	13.61	95.91	21.9		0	264.13	79.76	30.74		538.11		
			0.8	0.56	4.17	0.56		0	4.33	2.25	0.32		12.99		
22	7.12	1.732	2.4	3.08	10.34	1.12	16.94	0	8.2	6.75	1.52	16.47		1215.02	1.41
			48.1	37.42	237.82	43.79		0	500.2	239.29	73.01		1179.63		
			1.2	1.54	10.34	1.12		0	8.2	6.75	0.76		29.91		
23	7.27	1.73	2.32	3.32	10.1	1.16	16.9	0	8.45	6.4	1.57	16.42		1205.87	1.44
			46.49	40.34	232.3	45.36		0	515.45	226.88	75.41		1182.23		
			1.16	1.66	10.1	1.16		0	8.45	6.4	0.79		29.72		
24	7.28	1.756	2.24	3.24	9.7	1.99	17.17	0	8.66	6.5	1.57	16.73		1268.04	1.30
			44.89	39.37	223.1	77.81		0	528.26	230.43	75.41		1219.27		
			1.12	1.62	9.7	1.99		0	8.66	6.5	0.79		30.38		
25	7.07	0.775	1.6	1.28	4.26	0.44	7.58	0	4.21	2.5	0.65	7.36		555.63	1.47
			32.06	15.55	97.98	17.2		0	256.81	88.63	31.22		539.45		
			0.8	0.64	4.26	0.44		0	4.21	2.5	0.33		13.18		
26	6.98	0.714	1.68	1.2	3.63	0.47	6.98	0	3.84	2.25	0.69	6.78		502.23	1.45
			33.67	14.58	83.49	18.38		0	234.24	79.76	33.14		497.26		
			0.84	0.6	3.63	0.47		0	3.84	2.25	0.35		11.98		
27	7.03	0.753	1.76	1.12	4.02	0.46	7.36	0	3.88	2.5	0.79	7.17		543.48	1.31
			35.27	13.61	92.46	17.99		0	236.68	88.63	37.94		522.58		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
mmol/L			0.88	0.56	4.02	0.46		0	3.88	2.5	0.4		12.70		
28	7.01	0.709	1.6	1.2	3.63	0.48	6.91	0	3.76	2.25	0.7	6.71		506.39	1.47
ppm			32.06	14.58	83.49	18.77		0	229.36	79.76	33.62		491.64		
mmol/L			0.8	0.6	3.63	0.48		0	3.76	2.25	0.35		11.87		
29	6.95	0.76	1.44	1.32	4.2	0.47	7.43	0	4	2.38	0.86	7.24		540.15	1.30
ppm			28.86	16.04	96.6	18.38		0	244	84.37	41.31		529.56		
mmol/L			0.72	0.66	4.2	0.47		0	4	2.38	0.43		12.86		
30	6.91	1.146	5.04	1.92	3.71	0.54	11.21	0	4.34	2.25	4.33	10.92		814.57	1.31
ppm			101	23.33	85.33	21.11		0	264.74	79.76	207.97		783.24		
mmol/L			2.52	0.96	3.71	0.54		0	4.34	2.25	2.17		16.49		
31	7.04	0.824	1.76	1.2	4.65	0.53	8.14	0	4.09	2.86	0.92	7.87		589.77	1.69
ppm			35.27	14.58	106.95	20.72		0	249.49	101.39	44.19		572.59		
mmol/L			0.88	0.6	4.65	0.53		0	4.09	2.86	0.46		14.07		
32	6.97	0.902	1.76	1.28	5.06	0.64	8.74	0	4.9	2.75	0.85	8.5		654.62	1.39
ppm			35.27	15.55	116.38	25.02		0	298.9	97.49	40.83		629.44		
mmol/L			0.88	0.64	5.06	0.64		0	4.9	2.75	0.43		15.30		
33	7.03	0.86	2.02	2.2	3.64	0.55	8.41	0	4.3	2.75	1.14	8.19		604.59	1.33
ppm			40.48	26.73	83.72	21.51		0	262.3	97.49	54.75		586.98		
mmol/L			1.01	1.1	3.64	0.55		0	4.3	2.75	0.57		13.92		
34	7.14	0.846	1.7	2.2	3.84	0.53	8.27	0	4.42	2.5	1.07	7.99		591.07	1.72
ppm			34.07	26.73	88.32	20.72		0	269.62	88.63	51.39		579.48		
mmho/L			1.35	1.1	3.84	0.53		0	4.42	2.5	0.54		14.28		
35	7.09	0.839	1.76	2.12	3.75	0.52	8.15	0	4.42	2.48	1.02	7.92		579.88	1.43
ppm			35.27	25.76	86.25	20.33		0	269.62	87.92	48.99		574.14		
mmol/L			0.88	1.06	3.75	0.52		0	4.42	2.48	0.51		13.62		
36	7.06	0.881	1.92	2.18	3.94	0.58	8.62	0	4.48	2.75	1.12	8.35		626.94	1.59
ppm			38.48	26.49	90.62	22.68		0	273.28	97.49	53.79		602.83		
mmol/L			0.96	1.09	3.94	0.58		0	4.48	2.75	0.56		14.36		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
37	7.07	0.962	2.08	2.28	4.48	0.57	9.41	0	4.08	3.5	1.57	9.15		662.37	1.40
ppm			41.68	27.7	103.04	22.29		0	248.88	124.08	75.41		643.08		
mmol/L			1.04	1.14	4.48	0.57		0	4.08	3.5	0.79		15.60		
38	7.03	0.973	1.12	2.24	5.58	0.57	9.51	0	4.15	3.52	1.57	9.24		666.71	1.44
ppm			22.45	27.22	128.34	22.29		0	253.15	124.78	75.41		653.64		
mmol/L			0.56	1.12	5.58	0.57		0	4.15	3.52	0.79		16.29		
39	7.04	1.027	1.24	2.68	5.55	0.57	10.04	0	4.55	3.75	1.45	9.75		694.35	1.47
ppm			24.85	32.56	127.65	22.29		0	277.55	132.94	69.64		687.48		
mmol/L			0.62	1.34	5.55	0.57		0	4.55	3.75	0.73		17.11		
40	6.99	0.998	1.16	2.44	5.55	0.6	9.75	0	4.3	3.25	1.94	9.49		701.69	1.35
ppm			23.25	29.65	127.65	23.46		0	262.3	115.21	93.18		674.70		
mmol/L			0.58	1.22	5.55	0.3		0	4.3	3.25	0.85		16.05		
41	7.03	0.999	1.16	2.6	5.42	0.59	9.77	0	4.77	3.25	1.45	9.47		698.74	1.56
ppm			23.25	31.59	124.66	23.07		0	290.97	115.21	69.64		678.39		
mmol/L			0.58	1.3	5.42	0.59		0	4.77	3.25	0.73		16.64		
42	7.06	1.169	1.84	2.16	6.54	0.72	11.26	0	6.35	3.25	1.29	10.89		822.32	1.67
ppm			36.87	26.24	150.42	28.15		0	387.35	115.21	61.96		806.20		
mmol/L			0.92	1.08	6.54	0.72		0	6.35	3.25	0.65		19.51		
43	7.13	0.188	0.22	0.48	0.86	0.27	1.83	0	1.03	0.5	0.25	1.78		134.52	1.39
ppm			4.41	5.87	19.78	10.56		0	62.83	17.73	12.01		133.19		
mmol/L			0.11	0.24	0.86	0.27		0	1.03	0.5	0.13		3.14		
44	7.1	0.381	1.52	0.64	1.11	0.46	3.73	0	2.68	0.7	0.25	3.63		293.35	1.36
ppm			30.46	7.78	25.53	17.99		0	163.48	24.82	12.01		282.07		
mmol/L			0.76	0.32	1.11	0.46		0	2.62	0.7	0.13		6.10		
45	7.25	1.219	1.38	3.02	6.77	0.75	11.92	0	6.44	3.25	1.92	11.61		883.65	1.32
ppm			27.66	36.69	155.71	29.33		0	392.84	115.21	92.22		849.66		
mmol/L			0.69	1.51	6.77	0.75		0	6.44	3.25	0.96		20.37		
46	7.29	0.396	1.92	0.88	0.65	0.42	3.87	0	3.07	0.35	0.35	3.77		305.94	1.31

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
			38.48	10.69	14.95	16.42		0	187.27	12.41	16.81		297.03		
			0.96	0.44	0.65	0.42		0	3.07	0.35	0.18		6.07		
47	7.32	1.251	2.24	2.32	6.95	0.72	12.23	0	6.68	3.51	1.71	11.9		892.62	1.37
			44.89	28.19	159.85	28.15		0	407.48	124.43	82.13		875.12		
			1.12	1.16	6.95	0.72		0	6.68	3.51	0.86		21.00		
48	7.26	1.262	2.4	2.52	6.77	0.65	12.34	0	6.35	3.6	2.07	12.02		882.98	1.31
			48.1	30.62	155.71	25.42		0	387.35	127.62	99.42		874.24		
			1.2	1.26	6.77	0.65		0	6.35	3.6	1.04		20.87		
49	7.4	1.283	2.64	2.92	6.19	0.73	12.48	0	6.34	3.7	2.07	12.11		911.70	1.50
			52.91	35.48	142.37	28.54		0	386.74	131.17	99.42		876.63		
			1.32	1.46	6.19	0.73		0	6.34	3.7	1.04		20.78		
50	8.12	1.141	1.93	2.42	6.05	0.76	11.16	0	5.58	3.25	2.04	10.87		798.43	1.32
			38.68	29.4	139.15	29.72		0	340.38	115.21	97.98		790.52		
			0.97	1.21	6.05	0.76		0	5.58	3.25	1.02		18.84		
51	7.61	1.186	1.44	2.88	6.5	0.78	11.6	0	5.64	3.52	2.11	11.27		846.57	1.44
			28.86	34.99	149.5	30.5		0	344.04	124.78	101.34		814.01		
			0.72	1.44	6.5	0.78		0	5.64	3.52	1.06		19.66		
52	7.44	1.168	1.74	2.42	6.54	0.72	11.42	0	5.64	3.48	1.96	11.08		828.52	1.51
			34.87	29.4	150.42	28.15		0	344.04	123.37	94.14		804.39		
			0.87	1.21	6.54	0.72		0	5.64	3.48	0.98		19.44		
53	7.48	1.185	2.32	2.24	6.29	0.74	11.59	0	6	3.35	1.94	11.29		841.76	1.31
			46.49	27.22	144.67	28.93		0	366	118.76	93.18		825.25		
			1.16	1.12	6.29	0.74		0	6	3.35	0.97		19.63		
54	7.34	1.183	2.64	2.36	5.89	0.68	11.57	0	5.89	3.36	1.96	11.21		848.83	1.58
			52.91	28.67	135.47	26.59		0	359.29	119.11	94.14		816.18		
			1.32	1.18	5.89	0.68		0	5.89	3.36	0.98		19.30		
55	7.66	1.65	3.94	3.64	7.79	0.77	16.14	0	8.48	4.75	2.47	15.7		1170.87	1.38
			78.96	44.23	179.17	30.11		0	517.28	168.39	118.63		1136.77		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
mmol/L			1.97	1.82	7.79	0.77		0	8.48	4.75	1.24		26.82		
56	7.74	2.483	4.12	4.72	14.63	0.81	24.28	0	12.93	8.12	2.59	23.64		1743.23	1.34
ppm			82.56	57.35	336.49	31.67		0	788.73	287.85	124.4		1709.05		
mmol/L			2.06	2.36	14.63	0.81		0	12.93	8.12	1.3		42.21		
57	7.91	1.668	4.04	4.12	7.33	0.82	16.31	0	8.28	4.75	2.86	15.89		1153.94	1.30
ppm			80.96	50.06	168.59	32.06		0	505.08	168.39	137.37		1142.51		
mmol/L			2.02	2.06	7.33	0.82		0	8.28	4.75	1.43		26.69		
58	8	1.653	4.02	3.92	7.28	0.94	16.16	0	8.42	4.85	2.46	15.73		1181.52	1.35
ppm			80.56	47.63	167.44	36.75		0	513.62	171.93	118.15		1136.08		
mmol/L			2.01	1.96	7.28	0.94		0	8.42	4.85	1.23		26.69		
59	8.11	1.804	4.56	3.28	8.97	0.83	17.64	1.1	8.99	5.75	2.43	18.27		1284.65	1.75
ppm			91.38	39.85	206.31	32.45		33	548.39	203.84	116.71		1271.93		
mmol/L			2.28	1.64	8.97	0.83		0.55	8.99	5.75	1.22		30.23		
60	8.43	1.674	4	3.2	8.36	0.81	16.37	1.35	6.77	5.5	2.28	15.9		1144.99	1.46
ppm			80.16	38.88	192.28	31.67		40.5	412.97	194.98	109.51		1100.95		
mmol/L			2	1.6	8.36	0.81		0.68	6.77	5.5	1.14		26.86		
61	7.7	0.489	3.41	0.62	0.52	0.23	4.78	0	3.83	0.35	0.47	4.65		373.43	1.38
ppm			68.34	7.53	11.96	8.99		0	233.63	12.41	19.69		362.55		
mmol/L			1.71	0.312	0.52	0.23		0	3.83	0.35	0.24		7.19		
62	7.81	1.534	4.18	2.98	7.12	0.74	15.02	0	7.2	5.25	2.18	14.63		1063.54	1.32
ppm			83.77	36.21	163.76	28.93		0	439.2	186.11	104.71		1042.69		
mmol/L			2.09	1.49	7.12	0.74		0	7.2	5.25	1.59		25.48		
63	7.84	0.472	2.23	0.78	1.42	0.19	4.62	0	3.48	0.55	0.46	4.49		355.09	1.43
ppm			44.69	9.48	32.66	7.43		0	212.28	19.5	22.09		348.13		
mmol/L			1.12	0.39	1.42	0.19		0	3.48	0.55	0.23		7.38		
64	7.7	1.493	3.8	3.4	6.52	0.88	14.6	0	7.26	4.75	2.17	14.18		1027.48	1.46
ppm			76.15	41.31	149.96	34.41		0	442.86	168.39	104.23		1017.31		
mmol/L			1.9	1.7	6.52	0.88		0	7.26	4.75	1.09		24.10		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
65	7.71	1.533	3.92	3.6	6.58	0.89	14.99	0	6.81	5.25	2.52	14.58		1072.24	1.39
ppm			78.56	43.74	151.34	34.8		0	415.41	186.11	121.04		1031.00		
mmol/L			1.96	1.8	6.58	0.89		0	6.81	5.25	1.26		24.55		
66	7.56	1.505	3.92	3.32	6.59	0.89	14.72	0	7.13	5.12	2.11	14.36		1053.73	1.24
ppm			78.56	40.34	151.57	34.8		0	434.93	181.5	101.34		1023.04		
mmol/L			1.96	1.66	6.59	0.89		0	7.13	5.12	1.06		24.41		
67	7.81	1.743	4.64	3.44	8.1	0.87	17.05	0	8.81	5.5	2.26	16.57		1219.97	1.43
ppm			92.99	41.8	186.3	34.02		0	537.41	194.98	108.55		1196.05		
mmol/L			2.32	1.72	8.1	0.87		0	8.81	5.5	1.13		28.45		
68	7.99	0.665	1.52	1.36	3.29	0.33	6.5	0	3.28	2.18	0.86	6.32		472.39	1.40
ppm			30.46	16.52	75.67	12.9		0	200.08	77.28	41.31		454.22		
mmol/L			0.76	0.68	3.29	0.33		0	3.28	2.18	0.43		10.95		
69	7.88	0.618	2.08	1.28	2.45	0.23	6.04	0	3.26	2.03	0.58	5.87		433.89	1.43
ppm			41.68	15.55	56.35	8.99		0	198.86	71.96	27.86		421.25		
mmol/L			1.04	0.64	2.45	0.23		0	3.26	2.03	0.29		9.94		
70	7.42	1.069	2.24	1.84	5.85	0.52	10.45	0	5.82	3.25	1.09	10.16		759.60	1.41
ppm			44.89	22.36	134.55	20.33		0	355.02	115.21	52.35		744.71		
mmol/L			1.12	0.92	5.85	0.52		0	5.82	3.25	0.55		18.03		
71	7.39	0.894	1.92	2.24	3.73	0.85	8.74	0	4.47	2.75	1.27	8.49		622.05	1.45
ppm			38.48	27.22	85.79	33.24		0	272.67	97.49	61		615.89		
mmol/L			0.96	1.12	3.73	0.85		0	4.47	2.75	0.64		14.52		
72	8.88	1.095	1.76	1.72	6.27	0.96	10.71	0	6.13	3.5	0.82	10.45		806.32	1.23
ppm			35.27	20.9	144.21	37.54		0	373.93	124.08	39.38		775.31		
mmol/L			0.88	0.86	6.27	0.96		0	6.13	3.5	0.41		19.01		
73	8.18	0.893	2.74	1.86	3.21	0.92	8.73	0	5.32	2.25	0.92	8.49		642.14	1.39
ppm			54.91	22.6	73.83	35.97		0	324.52	79.76	44.19		635.78		
mmol/L			1.37	0.93	3.21	0.92		0	5.32	2.25	0.46		14.46		
74	8.77	1.124	2.08	1.72	6.36	0.88	11.04	0.8	5.01	3.75	1.19	10.75		793.50	1.33

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
			41.68	20.9	146.28	34.41		24	305.61	132.94	57.16		762.98		
			1.04	0.86	6.36	0.88		0.4	5.01	3.75	0.6		18.90		
75	8.14	2.276	3.44	3.2	14.47	1.15	22.26	0	11.7	7.5	2.48	21.68		1631.82	1.32
			68.94	38.88	332.81	44.97		0	713.7	265.88	119.11		1584.29		
			1.72	1.6	14.47	1.15		0	11.7	7.5	1.24		39.38		
76	7.91	1.573	3.92	3.68	6.89	0.89	15.38	0	7.84	5.25	1.89	14.98		1093.10	1.32
			78.56	44.71	158.47	34.8		0	478.24	186.11	90.78		1071.67		
			1.96	1.84	6.89	0.89		0	7.84	5.25	0.95		25.62		
77	7.79	1.589	3.76	3.84	7.06	0.88	15.54	0	7.64	4.75	2.69	15.08		1093.25	1.50
			75.35	46.66	162.38	34.41		0	466.04	168.39	129.2		1082.43		
			1.88	1.92	7.06	0.88		0	7.64	4.75	1.35		25.48		
78	8.02	3.016	1.2	1.92	25.01	1.36	29.49	0	15.02	8.75	4.88	28.65		2222.05	1.44
			24.05	23.33	575.23	53.18		0	916.22	310.19	234.39		2136.59		
			0.6	0.96	25.01	1.36		0	15.02	8.75	2.44		54.14		
79	7.96	1.608	4.08	3.84	6.82	0.98	15.72	0	7.63	4.75	2.93	15.31		1140.11	1.32
			81.76	46.66	156.86	47.07		0	465.43	168.39	140.73		1106.90		
			2.04	1.92	6.82	0.98		0	7.63	4.75	1.47		25.61		
80	7.95	1.608	4.16	3.76	6.91	0.91	15.74	0	8.11	4.52	2.67	15.3		1128.87	1.42
			83.37	45.68	158.93	35.58		0	494.71	160.23	128.24		1106.74		
			2.08	1.88	6.91	0.91		0	8.11	4.52	1.34		25.75		
81	7.99	1.612	3.68	4.24	6.94	0.9	15.76	0	7.27	4.75	3.33	15.35		1135.56	1.32
			73.75	51.52	159.62	35.19		0	443.47	168.39	159.94		1091.88		
			1.84	2.12	6.94	0.9		0	7.27	4.75	1.67		25.49		
82	7.98	2.146	3.28	3.04	13.59	1.08	20.99	0	10.64	7.5	2.31	20.45		1542.67	1.30
			65.73	36.94	312.57	42.23		0	649.04	265.88	110.95		1483.34		
			1.64	1.52	13.59	1.08		0	10.64	7.5	1.16		37.13		
83	8.04	1.594	3.84	4.02	6.74	0.94	15.54	0	8.36	4.75	2.01	15.12		1125.22	1.37
			76.95	48.84	155.02	36.75		0	509.96	168.39	96.54		1092.45		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
mmol/L			1.92	2.01	6.74	0.94		0	8.36	4.75	1.01		25.73		
84	8.11	1.568	3.92	3.68	6.77	0.96	15.33	0	8.13	4.63	2.17	14.93		1102.43	1.32
ppm			78.56	44.71	155.71	37.54		0	495.93	164.13	104.23		1080.81		
mmol/L			1.96	1.84	6.77	0.96		0	8.13	4.63	1.09		25.38		
85	8.02	2.109	3.12	2.72	13.94	0.84	20.62	0	11.17	7.1	1.79	20.06		1482.75	1.38
ppm			62.52	33.05	320.62	32.84		0	681.37	251.7	85.97		1468.07		
mmol/L			1.56	1.36	13.94	0.84		0	11.17	7.1	0.9		36.87		
86	8.09	2.13	2.32	2.48	15.22	0.81	20.83	0	11.46	7.15	1.64	20.25		1549.24	1.41
ppm			46.49	30.13	350.06	31.67		0	699.06	253.47	78.77		1489.65		
mmol/L			1.16	1.24	15.22	0.81		0	11.46	7.15	0.82		37.86		
87	7.92	1.584	3.68	2.96	7.84	1.01	15.49	0	8.03	5.65	1.36	15.04		1117.51	1.47
ppm			73.75	35.96	180.32	39.49		0	489.83	200.29	65.32		1084.96		
mmol/L			1.84	1.48	7.84	1.01		0	8.03	5.65	0.68		26.53		
88	7.91	2.269	4.48	3.28	13.2	1.23	22.19	0	12.14	7.25	2.23	21.62		1617.70	1.30
ppm			89.78	39.85	303.6	48.09		0	740.54	257.01	107.11		1585.98		
mmol/L			2.24	1.64	13.2	1.23		0	12.14	7.25	1.12		38.82		
89	7.59	1.657	2.8	2.32	9.91	1.17	16.2	0	8.75	5.45	1.54	15.74		1193.67	1.44
ppm			56.11	28.19	227.93	45.75		0	533.75	193.2	73.97		1158.90		
mmol/L			1.4	1.16	9.91	1.17		0	8.75	5.45	0.77		28.61		
90	7.57	1.627	2.84	2.04	9.99	1.04	15.91	0	8.85	5.25	1.34	15.44		1176.72	1.50
ppm			56.91	24.79	229.77	40.66		0	539.85	186.11	64.36		1142.45		
mmol/L			1.42	1.02	9.99	1.04		0	8.85	5.25	0.67		28.24		
91	7.51	2.224	3.68	3.12	13.23	1.72	21.75	0	11.82	7.15	2.18	21.15		1578.02	1.40
ppm			73.75	37.91	304.29	67.25		0	721.02	253.47	104.71		1562.40		
mmol/L			1.84	1.56	13.23	1.72		0	11.82	7.15	1.09		38.41		
92	7.51	2.124	4.88	2.72	12.21	0.96	20.77	0	11.02	7.25	1.96	20.23		1531.49	1.32
ppm			97.8	33.05	280.83	37.54		0	672.22	257.01	94.14		1472.59		
mmol/L			2.44	1.36	12.21	0.96		0	11.02	7.25	0.98		36.22		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
93	7.63	2.172	4.64	2.96	12.69	0.95	21.24	0	11.51	7.27	1.91	20.69		1554.83	1.31
ppm			92.99	35.96	291.87	37.15		0	702.11	257.72	91.74		1509.54		
mmol/L			2.32	1.48	12.69	0.95		0	11.51	7.27	0.96		37.18		
94	7.51	2.063	2.96	2.88	13.48	0.85	20.17	0	11.26	7.02	1.33	19.61		1465.93	1.41
ppm			59.32	34.99	310.04	33.24		0	686.86	248.86	63.88		1437.19		
mmol/L			1.48	1.44	13.48	0.85		0	11.26	7.02	0.67		36.20		
95	7.37	1.383	2.8	2.44	6.69	1.59	13.52	0	8.25	3.65	1.27	13.17		1015.35	1.31
ppm			56.11	29.65	153.87	62.17		0	503.25	129.39	61		995.44		
mmol/L			1.4	1.22	6.69	1.59		0	8.25	3.65	0.64		23.44		
96	7.46	2.066	4.08	2.48	12.72	0.92	20.2	0	10.94	7.12	1.59	19.65		1450.90	1.38
ppm			81.76	30.13	292.56	35.97		0	667.34	252.4	76.37		1436.53		
mmol/L			2.04	1.24	12.72	0.92		0	10.94	7.12	0.8		35.78		
97	7.55	1.626	2.72	2.16	9.93	1.09	15.9	0	9.26	5.22	0.97	15.45		1194.19	1.44
ppm			54.51	26.24	228.39	42.62		0	564.86	185.05	46.59		1148.26		
mmho/L			1.36	1.08	9.93	1.09		0	9.26	5.22	0.49		28.43		
98	7.43	2.203	4.36	3.48	12.83	0.87	21.54	0	11.95	7.26	1.77	20.98		1575.99	1.32
ppm			87.37	42.28	295.09	34.02		0	728.95	257.37	85.01		1530.09		
mmol/L			2.18	1.74	12.83	0.87		0	11.95	7.26	0.89		37.72		
99	7.42	2.077	3.68	2.32	13.38	0.93	20.31	0	11.35	6.85	1.58	19.78		1486.25	1.32
ppm			73.75	28.19	307.74	36.36		0	692.35	242.83	75.89		1457.11		
mmol/L			1.84	1.16	13.38	0.93		0	11.35	6.85	0.79		36.30		
100	7.69	2.058	3.84	2.44	12.37	0.88	19.53	0	11.6	6.9	1.56	20.06		1496.24	1.34
ppm			76.95	29.65	284.51	34.41		0	707.6	244.61	74.93		1452.66		
mmol/L			1.92	1.22	12.37	0.88		0	11.6	6.9	0.78		35.67		
101	7.7	2.027	3.24	2.64	12.53	0.9	19.31	0	11.56	6.75	1.51	19.82		1451.74	1.30
ppm			64.93	32.08	288.19	35.19		0	705.16	239.29	72.53		1437.37		
mmol/L			1.62	1.32	12.53	0.9		0	11.56	6.75	0.76		35.44		
102	7.66	2.027	3.44	2.8	12.49	0.91	19.64	0	10.61	6.85	1.67	19.13		1451.90	1.32

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
			68.94	34.02	287.27	35.58		0	647.21	242.83	80.21		1396.06		
			1.72	1.4	12.49	0.91		0	10.61	6.85	0.84		34.82		
103	7.32	1.966	3.28	2.64	12.14	1.17	19.23	0	10.31	6.95	1.47	18.73		1409.73	1.32
			65.73	32.08	279.22	45.75		0	628.91	246.38	70.6		1368.67		
			1.64	1.32	12.14	1.17		0	10.31	6.95	0.74		34.27		
104	7.39	1.584	3.6	3.04	7.25	1.06	14.95	0	8.06	5.25	2.07	15.38		1105.41	1.42
			72.14	36.94	166.75	41.45		0	491.66	186.11	99.42		1094.47		
			1.8	1.52	7.25	1.06		0	8.06	5.25	1.04		25.98		
105	7.65	1.502	3.28	2.88	7.56	0.97	14.69	0	7.62	4.98	1.67	14.27		1059.96	1.45
			65.73	34.99	173.88	37.93		0	464.82	176.54	65.3		1019.19		
			1.64	1.44	7.56	0.97		0	7.62	4.98	0.84		25.05		
106	7.75	1.476	3.68	3.44	6.39	0.92	14.43	0	7.2	4.65	2.12	13.97		1034.48	1.62
			73.75	41.8	146.97	35.97		0	439.2	164.84	101.82		1004.35		
			1.84	1.72	6.39	0.92		0	7.2	4.65	1.06		23.78		
107	7.64	1.523	3.6	3.52	6.8	0.97	14.89	0	7.58	4.75	2.17	14.5		1065.12	1.33
			72.14	42.77	156.4	37.93		0	462.38	168.39	104.23		1044.24		
			1.8	1.76	6.8	0.97		0	7.58	4.75	1.09		24.75		
108	7.78	2.415	5.2	3.36	13.35	1.1	23.01	0	11.19	7.75	4.68	23.62		1744.29	1.31
			104.21	40.82	307.05	43.01		0	682.59	274.74	224.78		1677.20		
			2.6	1.68	13.35	1.1		0	11.19	7.75	2.34		40.01		
109	7.75	1.601	4.06	3.76	6.86	0.98	15.66	0	8.26	4.88	2.11	15.25		1133.76	1.33
			80.76	45.68	157.78	38.32		0	503.86	173	101.34		1100.74		
			2.03	1.88	6.86	0.98		0	8.26	4.88	1.06		25.95		
110	7.95	0.42	1.36	1.28	1.18	0.29	4.11	0	2.53	0.95	0.52	4		285.24	1.36
			27.25	15.55	27.14	11.34		0	154.33	33.68	4.98		274.27		
			0.68	0.64	1.18	0.29		0	2.53	0.95	0.26		6.53		
111	7.91	1.087	2.8	2.72	4.4	0.66	10.58	0	5.05	3.55	1.67	10.27		752.19	1.49
			56.11	33.05	101.2	25.81		0	308.05	125.85	80.21		730.28		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmolL ⁻¹	ppm	%
mmol/L			1.4	1.36	4.4	0.66		0	5.05	3.55	0.84		17.26		
112	7.7	0.569	3.32	0.92	1.04	0.27	5.55	0	4.47	0.73	0.18	5.38		430.24	1.56
ppm			66.53	11.18	23.92	12.97		0	272.67	25.88	8.65		421.80		421.80
mmol/L			1.66	0.46	1.04	0.27		0	4.47	0.73	0.09		8.72		
113	7.7	1.626	3.36	3.8	7.76	0.98	15.9	0	8.03	5.12	2.35	15.5		1125.65	1.27
ppm			67.33	46.17	178.48	38.32		0	489.83	181.5	112.87		1114.50		
mmol/L			1.68	1.9	7.76	0.98		0	8.03	5.12	1.18		26.65		
114	7.95	1.153	2.76	1.72	5.97	0.83	11.28	0	6.19	3.63	1.17	10.99		840.78	1.30
ppm			55.31	20.9	137.31	32.45		0	377.59	128.68	56.2		808.44		
mmol/L			1.38	0.86	5.97	0.83		0	6.19	3.63	0.59		19.45		
115	7.75	1.623	3.12	3.96	7.81	0.98	15.87	0	8.03	5.1	2.33	15.46		1144.45	1.31
ppm			62.52	48.11	179.63	38.32		0	489.83	180.8	111.91		1111.12		
mmol/L			1.56	1.98	7.81	0.98		0	8.03	5.1	1.17		26.63		
116	7.82	1.609	3.12	3.72	7.95	0.94	15.73	0	7.93	5.06	2.33	15.32		1124.19	1.32
ppm			62.52	45.2	182.85	36.56		0	483.73	179.38	111.91		1102.15		
mmol/L			1.56	1.86	7.95	0.94		0	7.93	5.06	1.17		26.47		
117	7.53	2.209	3.44	4.16	13.26	0.74	21.6	0	11.21	7.38	2.42	21.01		1484.57	1.38
ppm			68.94	50.54	304.98	28.93		0	638.81	261.44	116.23		1469.87		
mmol/L			1.72	2.08	13.26	0.74		0	11.21	7.38	1.21		37.60		
118	7.43	1.718	2.52	2.24	10.91	1.13	16.8	0	9.56	5.74	1.08	16.38		1259.47	1.27
ppm			50.5	27.22	250.93	44.18		0	583.16	203.47	51.57		1211.03		
mmol/L			1.26	1.12	10.91	1.13		0	9.56	5.74	0.54		30.26		
119	7.35	1.594	2.48	2.16	9.88	1.07	15.59	0	8.16	5.63	1.35	15.14		1118.27	1.46
ppm			49.7	26.24	227.24	41.84		0	497.76	199.58	64.84		1107.20		
mmol/L			1.24	1.08	9.88	1.07		0	8.16	5.63	0.68		27.74		
120	7.55	1.434	2.08	1.94	8.99	1.01	14.02	0	7.49	5.1	1.07	13.66		1040.61	1.30
ppm			41.68	23.57	206.77	39.49		0	456.89	180.8	51.39		1000.59		
mmol/L			1.04	0.97	8.99	1.01		0	7.49	5.1	0.54		25.14		

Continuación de la Tabla 27

Muestra		CE	CATIONES				Suma	ANIONES				Suma	Σ ppm	RSE _{det}	Error
No.	pH	(mmhocm ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cationes	CO ₃ ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Aniones	Σ mmol ⁻¹	ppm	%
121	7.57	0.424	1.58	1.12	1.24	0.2	4.14	0	2.93	0.98	0.13	4.04		310.36	1.22
ppm			34.07	13.61	34.04	7.82		0	178.73	34.74	6.24		301.32		
mmol/L			0.85	0.56	1.48	0.2		0	2.93	0.98	0.07		6.77		
122	8.02	1.402	2.28	2.68	8.04	0.71	13.71	0	7.83	4.35	1.18	13.36		999.04	1.29
ppm			45.69	32.56	184.92	27.76		0	477.63	154.21	56.68		979.45		
mmol/L			1.14	1.34	8.04	0.71		0	7.83	4.35	0.59		24.00		
123	8.06	0.532	1.92	1.1	1.87	0.31	5.2	0	3.51	1.28	0.28	5.07		395.12	1.27
ppm			38.48	13.37	43.01	12.12		0	214.11	45.38	13.45		379.92		
mmol/L			0.96	0.55	1.87	0.31		0	3.51	1.28	0.14		8.62		
124	8.06	0.332	1.14	0.69	1.19	0.23	3.25	0	2.11	0.88	0.18	3.17		245.61	1.25
ppm			22.85	8.38	27.37	9		0	128.71	31.2	8.65		236.16		
mmol/L			0.57	0.35	1.19	0.23		0	2.11	0.88	0.09		5.42		
125	8.05	0.129	0.21	0.31	0.62	0.12	1.26	0	0.69	0.48	0.06	1.23		91.59	1.20
ppm			4.21	3.77	14.26	4.69		0	42.09	17.02	2.88		88.92		
mmol/L			0.11	0.16	0.62	0.12		0	0.69	0.48	0.03				

En la Tabla 27 se muestra la composición iónica de cada una de las muestras, en meq L⁻¹, ppm y en mmol L⁻¹. Se muestran unas propiedades químicas de las aguas como lo son pH y la conductividad eléctrica.

5.2. Verificación de los análisis químicos

Un medio en verificar si hay errores en los análisis químicos de las aguas de estudio, es utilizar la interpretación del número de relaciones que existen entre los valores que se obtienen con diversas determinaciones. Por lo tanto la comprensión de los principios que estas relaciones involucran facilita la interpretación de los análisis.

1. Conductividad eléctrica y concentración total de cationes o aniones

La CE de las soluciones y de los extractos de saturación, expresada en mS cm⁻¹ a 25°C y multiplicado por 10, es aproximadamente igual a la concentración total de cationes o aniones expresada en meq L⁻¹.

Los datos de las figuras 14 y 15 muestran lo datos de los puntos de muestreo, se encuentra dentro de los rangos correctos.

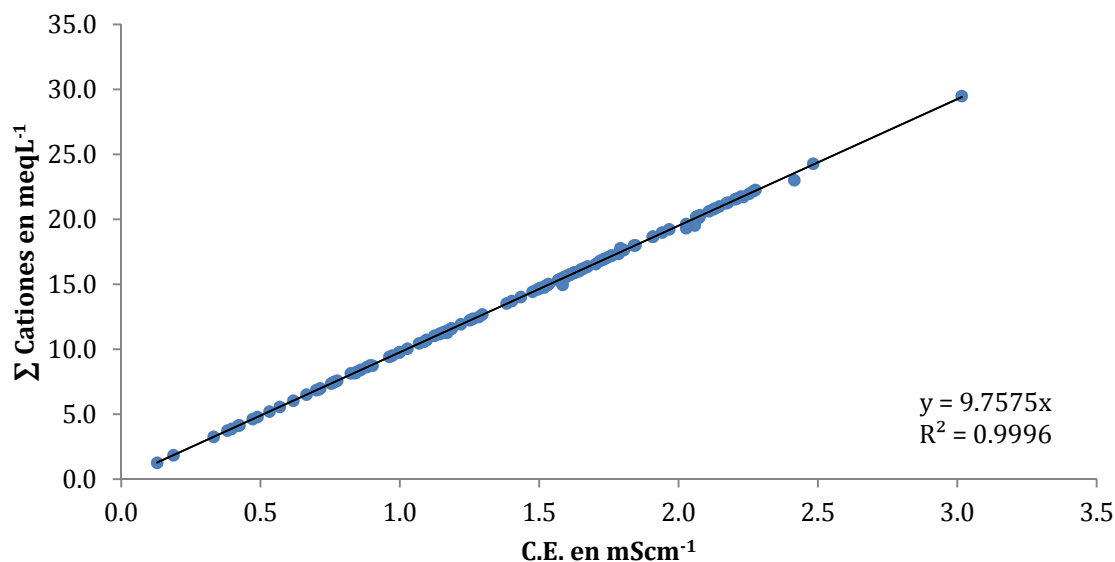


Figura 17 Relación entre CE y Σ Cationes de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En la figura 17 se muestra la relación de la CE respecto a la suma de cationes, se obtuvo una pendiente de la regresión lineal de 9.75. Esta pendiente es muy próxima al intervalo de 10 que es el recomendado, lo cual concluimos que los datos analíticos son correctos.

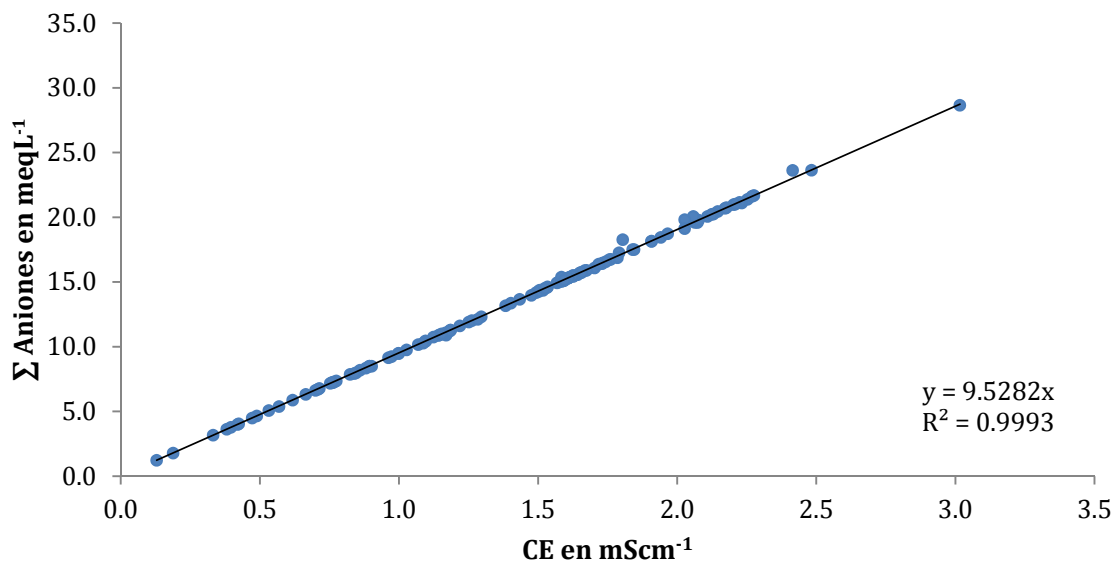


Figura 18 Relación entre CE y ΣAniones de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En la figura 18 se muestra la gráfica de la relación de la CE con relación a la suma de aniones, se obtuvo una pendiente de la regresión lineal de 9.52. Esta pendiente es muy próxima al intervalo de 10 que es el recomendado, lo cual concluimos que los datos analíticos son correctos.

2. Conductividad Eléctrica y Sólidos Totales Disueltos (STD).

La CE de las soluciones expresada en mScm⁻¹ a 25°C y multiplicado por un factor entre 550 y 750, es aproximadamente igual a la concentración el Sólidos Totales Disueltos, expresada en meq L⁻¹.

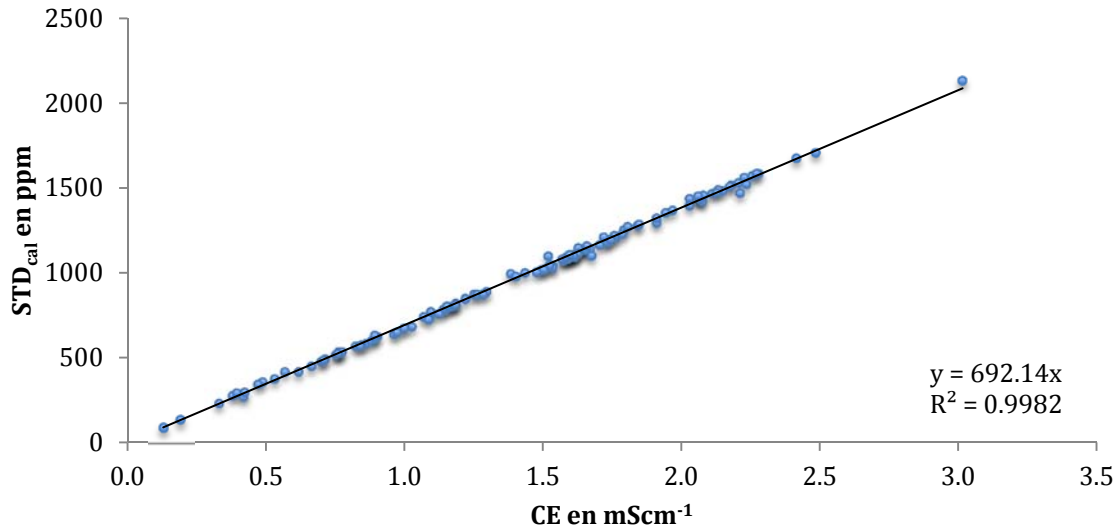


Figura 19 Relación entre RSE_{cal} y CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

Los Sólidos Totales Disueltos en las muestras está directamente relacionado con la Conductividad Eléctrica. De acuerdo a Ayers y Westcot, 1987, el valor de 640, es la pendiente que se obtiene de la regresión lineal de los datos experimentales.

En las Figura 19 se relaciona la conductividad eléctrica en mmhoL⁻¹ con los datos de RSE_{cal} de la suma de los iones en ppm. Se obtuvo una pendiente de 692.14 el cual entra dentro del rango recomendado, por lo tanto la relación antes mencionada es correcta.

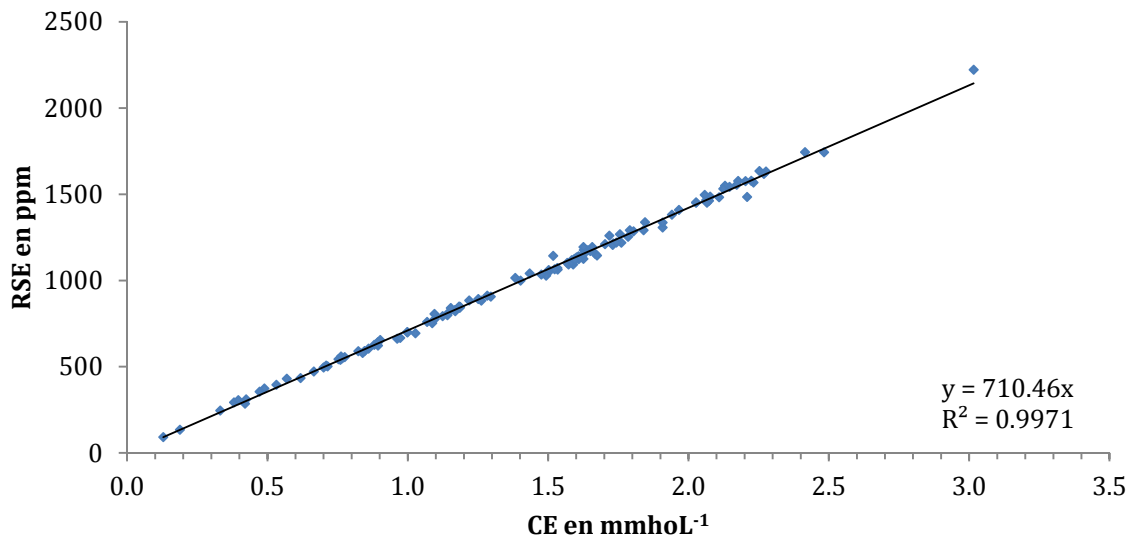


Figura 20 Relación entre RSE_{det} y CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo de Hidalgo.

En la Figura 20 se relaciona la CE con los RSE_{det} como se explicó en el capítulo 4, la pendiente obtenida de acuerdo a la regresión lineal fue de 710.46 . Por lo tanto la relación antes mencionada está dentro de los rangos correctos.

Los datos de las pendientes encontradas en las Figuras 19 y 20 con las regresiones lineales se encuentran dentro de los intervalos correctos.

3. La relación entre los Solidos Totales Disueltos determinados (STD_{det})y los Solidos Totales Disueltos calculados (STD_{cal}).

De acuerdo al Standard methods for the Examination of water and wastewater (APHA, 1995) señala que la relación entre los STD_{det} y STD_{cal} debe estar entre un rango mayor de 0.9 pero menor de 1.2, esto quiere decir:

$$1.0 < \frac{STD_{det}}{STD_{cal}} < 1.2$$

En la figura 21 se hace la regresión lineal de todos los datos de los STD_{det} y Los STD_{cal} para demostrar que la relación de los STD se cumple con la siguiente relación $1.0 < 1.02 < 1.2$

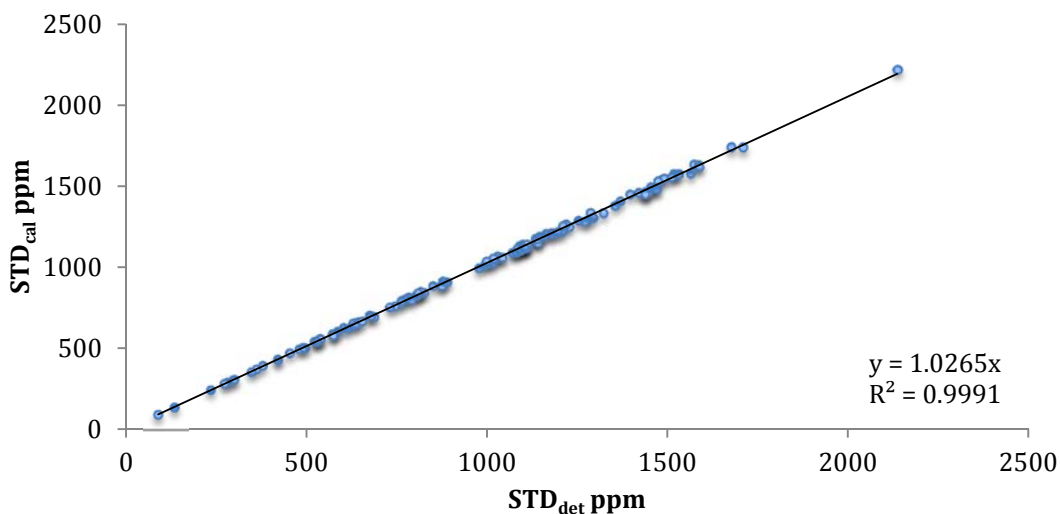


Figura 21 Relación entre STD_{cal} y STD_{det} . de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

4. El porcentaje de error.

Esta forma de verificar el error se determinó de acuerdo al APHA (1995), que es calculado de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Error} = \left[\frac{(|\sum \text{meqL}^{-1} \text{ cationes} - \sum \text{meqL}^{-1} \text{ aniones}|)}{(\sum \text{meqL}^{-1} \text{ cationes} + \sum \text{meqL}^{-1} \text{ aniones})} \right] \times 100$$

De acuerdo a la Tabla 27 se muestra el error calculado con la formula anterior y ningún dato obtenido del error está por encima de 2, así mismo se calculó el promedio de los errores fue de 1.392 que de acuerdo a la Tabla 28 se encuentra dentro de los rangos admisibles.

Tabla 28 Porcentajes permisibles de diferencias en los resultados analíticos (APHA , 1995).

Σ de cationes o aniones	% de diferencias aceptables
0.0—3.0	±0.2
3.0—10.0	±2.0
10.0—800	±2.5

Las soluciones salinas son electro-neutras, los aniones y cationes son muy solubles y estos cambian poco en comparación de los nitratos y fosfatos, ya que estos son afectados muchas veces por procesos biológicos. Al ser sales neutras, la suma de aniones y cationes deben ser aproximadamente iguales.

5. Concentración de cationes y aniones

La concentración total o el contenido total de aniones solubles y la concentración o el contenido total de cationes solubles, son casi iguales cuando se expresa en forma de miliequivalentes por litro (meqL⁻¹).

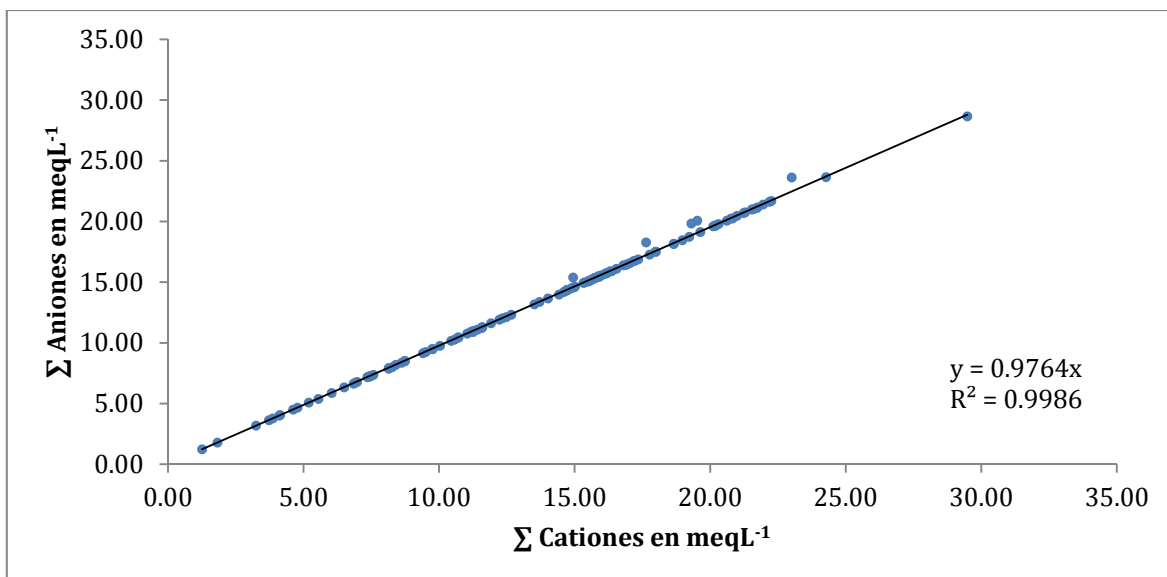


Figura 22 Relación entre la Suma de Aniones y la suma de Cationes de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En la figura 22 se muestra la neutralidad de las sales, teniendo una pendiente de 0.97 en relación de la suma de aniones con la suma de cationes es casi 1. Entonces, así queda demostrado que las sales determinadas en este trabajo son eléctricamente—neutras.

5.3. . Distribución de Aniones y Cationes.

En la Figura 23 se muestra la distribución y concentración de los aniones y cationes a lo largo de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquitlan Hidalgo. El área bajo la curva muestra que la concentración de sodio (Na^+) es mayor que los otros cationes. En el lado de los aniones se muestra que los bicarbonatos (HCO_3^-) y el Cloro (Cl^-) son los que predominan. Entonces, se quiere decir que la sal predominante de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquitlan Hidalgo será el bicarbonato de sodio altamente soluble. El cloruro de sodio es la segunda sal que predomina, pero esta sal tiene una solubilidad mayor. Por lo tanto, el cloruro de sodio nos genera mayor problema para el caso de los riegos de los predios agrícolas.

Se observa que en los primeros puntos existen concentraciones altas, debido a que es la zona hacia donde se descarga el drenaje al gran canal oriente de aguas negras de la ciudad de México.

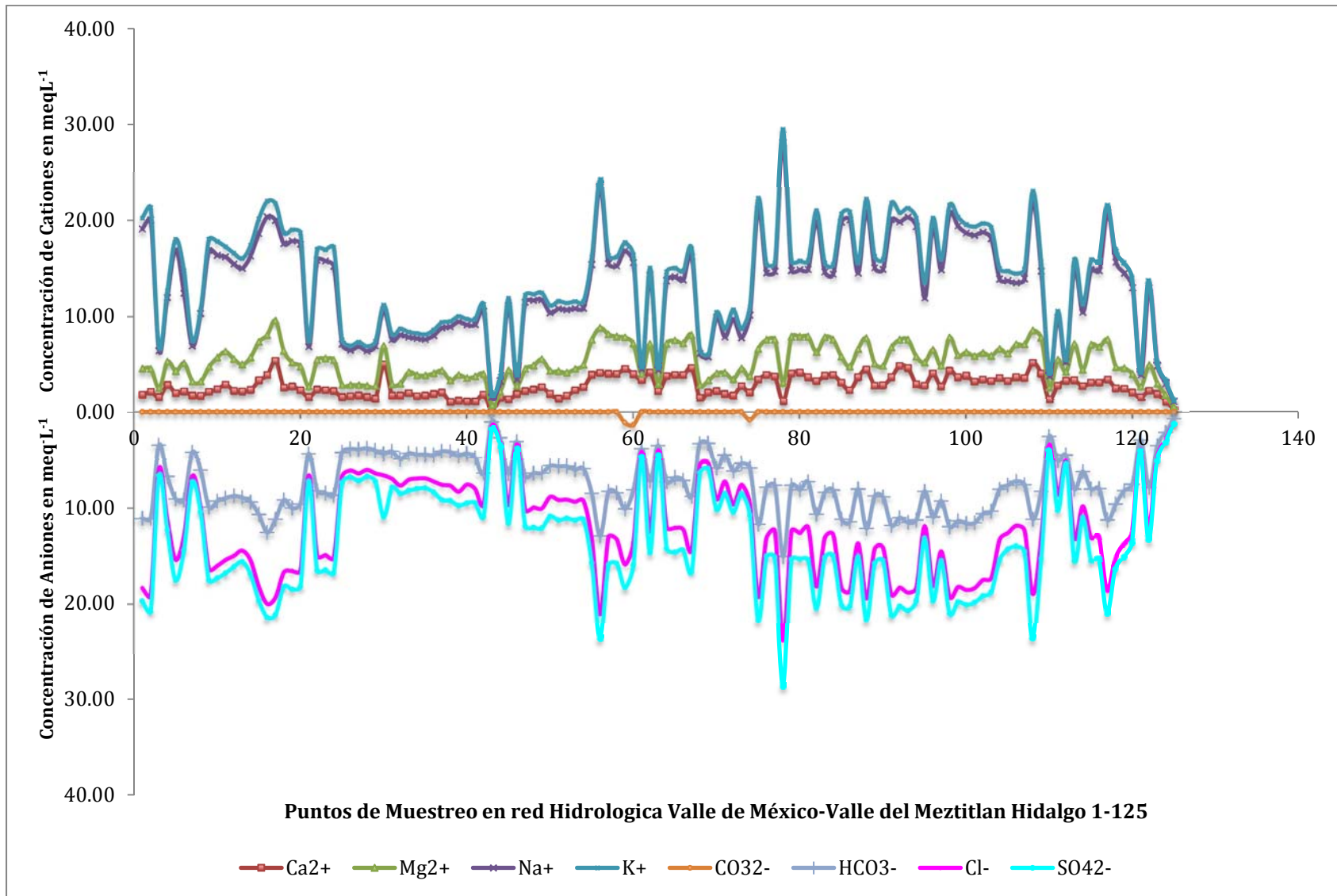


Figura 23 Distribución iónica de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquitlan Edo. de Hidalgo

En la Figura 23 se muestran los picos más altos, estos representan las concentraciones iónicas más elevadas. La concentración más alta corresponde a un sistema de drenaje de una parcela cerca de la Universidad Tecnológica del Valle del Mezquital.

En la figura 24 se muestran las alturas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo, con estos datos altimétricos se percibe que las aguas residuales que circulan por el cauce de la red hidrográfica del valle de México—valle del Mezquital descargan por gravedad hacia el río Moctezuma. Con estos datos se demuestra que el cauce de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo es movido por gravedad.

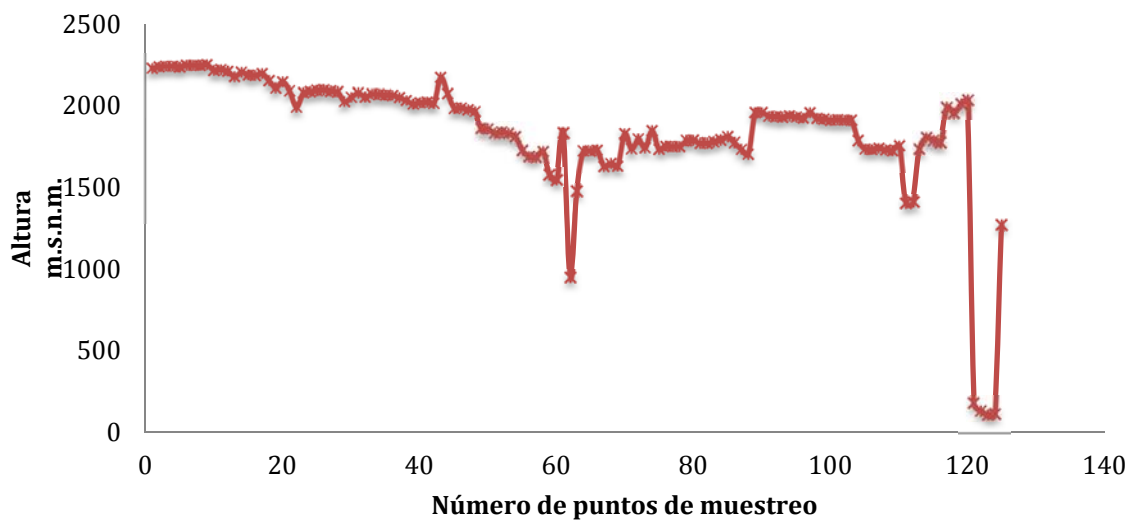


Figura 24 Alturas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo

En la Figura 25 se muestra los valores de los pH de los puntos de muestreo, si comparamos esta figura con la concentración de carbonatos, podemos observar que son pocos los muestreos que se encuentra por encima de un pH de 8.2 lo cual indica que hay carbonatos que se formen por la actividad biológica y la presencia del CO₂.

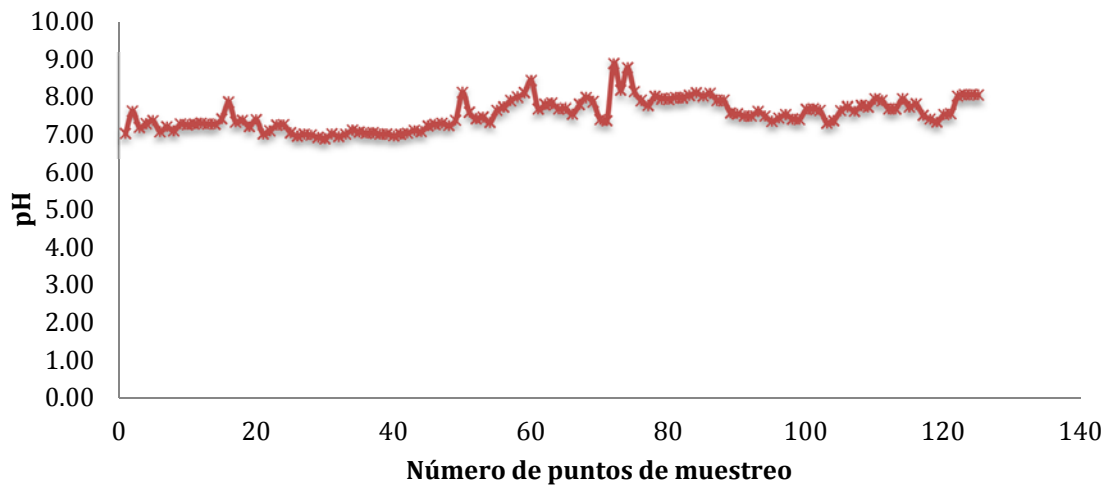


Figura 25 pH de las muestras de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo

En la Figura 26 se muestran los valores de las temperaturas de los puntos de muestreo, siendo la temperatura más alta la del río Amajac—Tamazunchale con 31.8°C

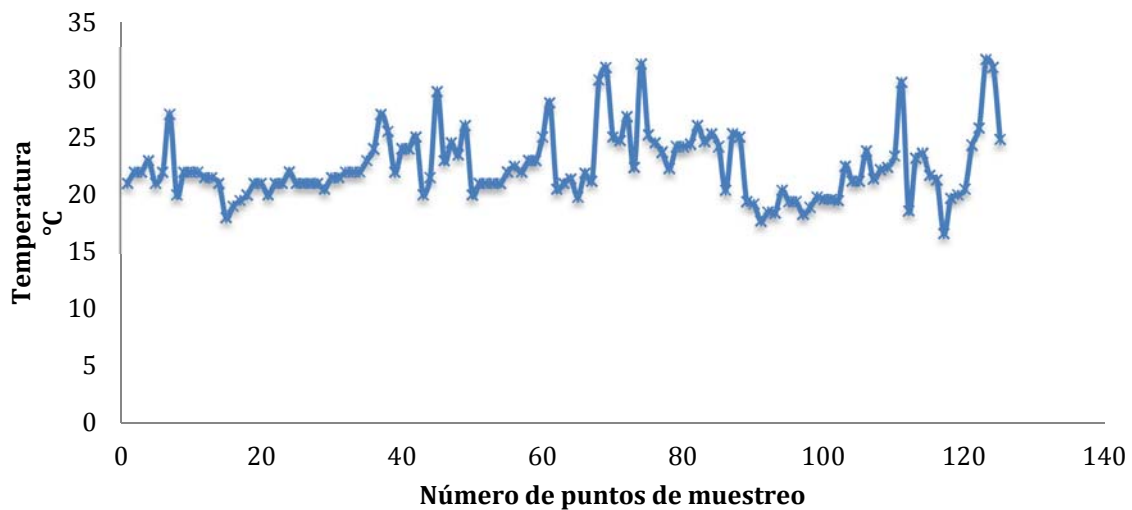


Figura 26 temperaturas de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

Presión osmótica.

La presencia de las sales en los suelos, tanto si proceden de los fertilizantes aplicados, como los componentes naturales, es un factor a considerar en la captación del agua por las raíces. Las sales disueltas crean un potencial osmótico que tiende a retener el agua donde aquellas se encuentran. Esto puede ser lo suficiente elevado para provocar al marchitamiento de la planta, aunque el suelo se encuentre en la capacidad de campo, ya que el valor total de la humedad en estos suelos es aquí la tensión del suelo más la presión osmótica de la disolución.

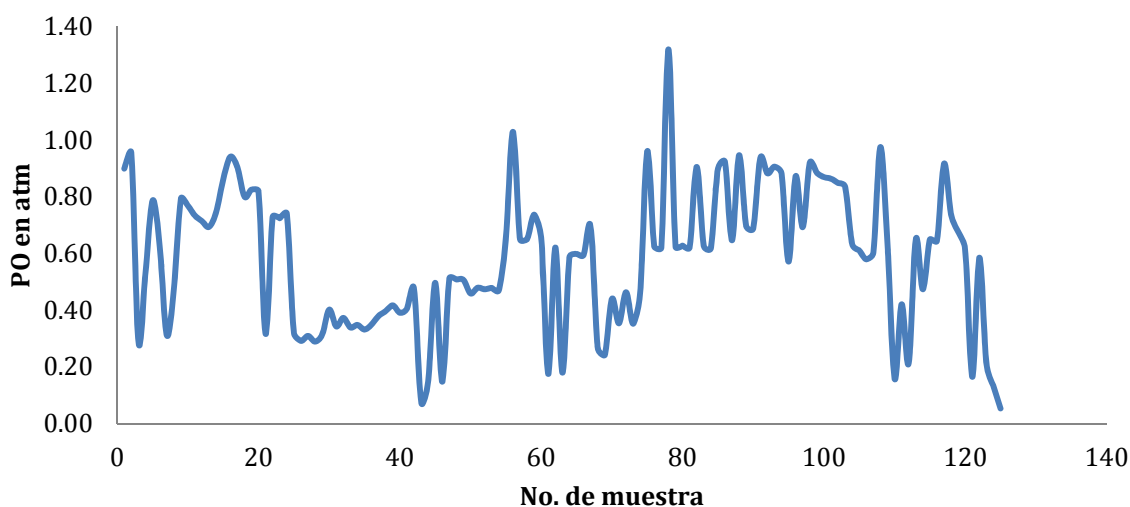


Figura 27 Distribución de la PO de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

La relación entre la presión osmótica (PO) y la conductividad eléctrica (CE) es muy útil con fines agrícolas. Esta relación según datos de Campell y colaboradores (1946) citado por Richard debe de dar aproximadamente 0.36, con la CE expresada en mScm^{-1} y la presión osmótica en atm.

En la figura 28 se muestra la relación entre la conductividad eléctrica y la presión osmótica calculada, teniendo una pendiente de 0.41 este valor es correcto, ya que es muy próximo al valor reportado por Campell y la concentración salina de las aguas de estudio es diferente.

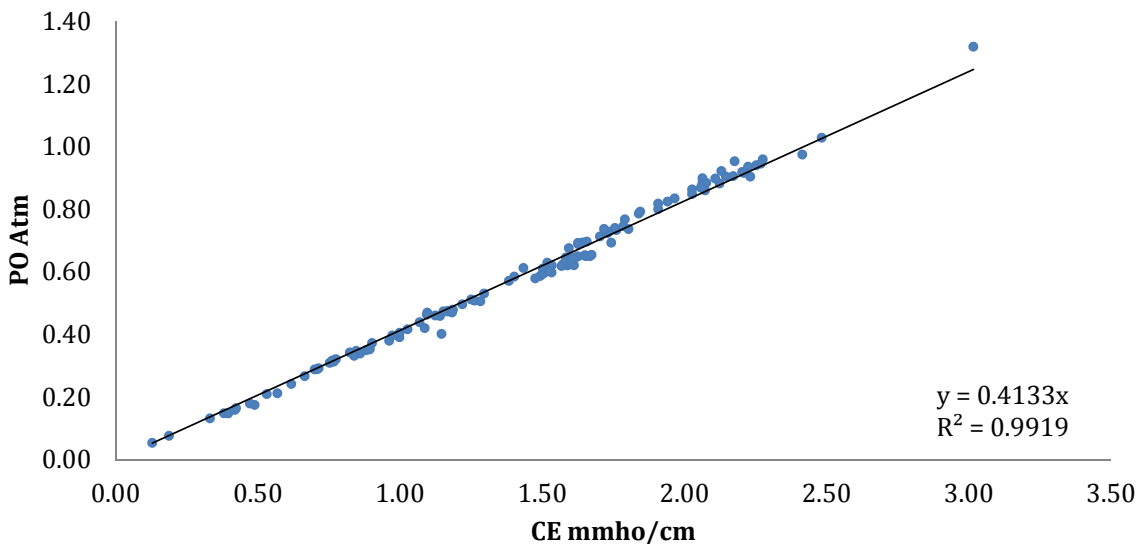


Figura 28 Relación entre PO y CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En el cuadro 28 se muestra las diferentes formas de calcular la presión osmótica, así como su relación entre la conductividad eléctrica (CE) y los Solidos Totales Disueltos (STD).

La PO_{cal} se determinó de acuerdo a la ecuación general de los gases ideales de acuerdo a Chang (2000):

El osmómetro de presión de vapor Vapro 5500 determina la concentración de la solución en $mmol\ kg^{-1}$ para poder introducir el valor en la ecuación general de los gases ideales según Chang:

$$PO = M \times R \times T$$

Dónde:

PO—Es la presión osmótica en atm

M—Es la concentración molar o molaridad de la disolución, medida en $mol \cdot L^{-1}$.

R—Es la constante universal de los gases ideales $0.082\ atm \cdot L \cdot K^{-1} \cdot mol^{-1}$.

T—Es la temperatura absoluta en grados kelvin (K)

De la Figura 28 es la regresión lineal entre la CE y la PO, de esta regresión se obtuvo el valor medio de la relación antes mencionada que fue un valor de 0.41 de las ecuaciones

La presión osmótica (PO_{2cal}) se obtuvo de la igualación de las ecuaciones de la $PO=0.41xCE$ y $STD=692.14xCE$, tenemos:

Despejamos a la conductividad eléctrica en las dos ecuaciones:

$$PO=0.41 \times CE$$

$$CE = \frac{PO}{0.41}$$

y

$$STD=692.14 \times CE$$

$$CE = \frac{STD}{692.14}$$

Iguualamos las ecuaciones.

$$\frac{PO}{0.41} = \frac{STD}{692.14}$$

Despejamos a la PO para obtener su valor

$$PO = \frac{STD}{692.14} \times 0.41$$

como se puede ver en la Tabla 29 los valores de la PO calculados 1 y 2 son muy similares, de eta forma podemos concluir que los valores de la presión osmótica (PO) son correctos.

En la figura 27 y la Tabla 29 se puede observar que el valor con mayor presión osmótica 1.32 atm que este punto de muestreo corresponde al dren de la parcela cercana a la UTMV y el siguiente punto de forma descendente corresponde al canal de Ixmiquilpan con 1.03 atm. Si comparamos la figura 23 (composición Iones) y la Figura 27 (distribución de la presión osmótica) observamos que tiene demasiada similitud a la distribución, eso se debe a que a mayor concentración de sales minerales la presión osmótica aumenta.

Tabla 29 Diferentes formas de calcular la PO de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

No.	CE (mmho cm ⁻¹)	T °K	R $\frac{atmL}{\text{°Kmol}}$	RSE (peso) $\frac{mmol}{kg}$	PO _{1cal} atm	RSE _{cal} ppm	Coeficiente $\frac{PO}{CE}$	Coeficiente $\frac{RSE}{CE}$	Coeficiente PO	PO _{2cal} atm
1	2.06	297.15	0.082	36.9	0.90	1445.37	0.44	700.28	6.221E-04	0.90
2	2.18	297.15	0.082	39.12	0.95	1516.56	0.44	696.63	6.285E-04	0.95
3	0.70	297.15	0.082	11.85	0.29	480.80	0.41	686.86	6.005E-04	0.29
4	1.30	297.15	0.082	21.78	0.53	888.97	0.41	685.93	5.970E-04	0.53
5	1.84	297.15	0.082	32.26	0.79	1278.56	0.43	694.87	6.148E-04	0.79
6	1.52	297.15	0.082	25.84	0.63	1098.75	0.41	723.81	5.730E-04	0.63

Continuación de la Tabla 29

No.	CE	T	R	RSE (peso)	PO _{1cal}	RSE _{cal}	Coefficiente	Coefficiente	Coefficiente	PO _{2cal}
	(mmho cm ⁻¹)	°K	$\frac{atmL}{Kmol}$	$\frac{mmol}{kg}$	atm	ppm	$\frac{PO}{CE}$	$\frac{RSE}{CE}$	PO	atm
7	0.77	297.15	0.082	12.85	0.31	533.07	0.41	695.01	5.874E-04	0.31
8	1.10	297.15	0.082	19.28	0.47	761.05	0.43	694.39	6.173E-04	0.47
9	1.85	297.15	0.082	32.52	0.79	1286.73	0.43	697.41	6.158E-04	0.79
10	1.79	297.15	0.082	31.52	0.77	1253.63	0.43	699.96	6.126E-04	0.77
11	1.76	297.15	0.082	30.1	0.73	1207.34	0.42	685.60	6.075E-04	0.73
12	1.70	297.15	0.082	29.28	0.71	1164.29	0.42	683.67	6.128E-04	0.71
13	1.64	297.15	0.082	28.47	0.69	1140.91	0.42	694.83	6.080E-04	0.69
14	1.79	297.15	0.082	30.61	0.75	1228.62	0.42	688.30	6.071E-04	0.75
15	2.07	297.15	0.082	35.32	0.86	1419.38	0.42	684.70	6.063E-04	0.86
16	2.25	297.15	0.082	38.6	0.94	1571.75	0.42	697.63	5.984E-04	0.94
17	2.23	297.15	0.082	37.11	0.90	1522.73	0.41	682.23	5.938E-04	0.90
18	1.91	297.15	0.082	32.86	0.80	1294.66	0.42	678.54	6.184E-04	0.80
19	1.94	297.15	0.082	33.85	0.82	1354.31	0.42	697.74	6.090E-04	0.82
20	1.91	297.15	0.082	33.58	0.82	1322.70	0.43	693.24	6.186E-04	0.82
21	0.76	297.15	0.082	12.99	0.32	538.11	0.42	706.18	5.882E-04	0.32
22	1.73	297.15	0.082	29.91	0.73	1179.63	0.42	681.08	6.178E-04	0.73
23	1.73	297.15	0.082	29.72	0.72	1182.23	0.42	683.37	6.125E-04	0.72
24	1.76	297.15	0.082	30.38	0.74	1219.27	0.42	694.35	6.071E-04	0.74
25	0.78	297.15	0.082	13.18	0.32	539.45	0.41	696.06	5.953E-04	0.32
26	0.71	297.15	0.082	11.98	0.29	497.26	0.41	696.44	5.870E-04	0.29
27	0.75	297.15	0.082	12.7	0.31	522.58	0.41	694.00	5.922E-04	0.31
28	0.71	297.15	0.082	11.87	0.29	491.64	0.41	693.43	5.883E-04	0.29
29	0.76	297.15	0.082	12.86	0.31	529.56	0.41	696.79	5.917E-04	0.31
30	1.15	297.15	0.082	16.49	0.40	783.24	0.35	683.46	5.130E-04	0.40
31	0.82	297.15	0.082	14.07	0.34	572.59	0.42	694.89	5.987E-04	0.34
32	0.90	297.15	0.082	15.3	0.37	629.44	0.41	697.83	5.923E-04	0.37
33	0.86	297.15	0.082	13.92	0.34	586.98	0.39	682.53	5.778E-04	0.34
34	0.85	297.15	0.082	14.28	0.35	579.48	0.41	684.96	6.005E-04	0.35
35	0.84	297.15	0.082	13.62	0.33	574.14	0.40	684.31	5.780E-04	0.33
36	0.88	297.15	0.082	14.36	0.35	602.83	0.40	684.26	5.804E-04	0.35
37	0.96	297.15	0.082	15.6	0.38	643.08	0.40	668.48	5.911E-04	0.38
38	0.97	297.15	0.082	16.29	0.40	653.64	0.41	671.78	6.073E-04	0.40
39	1.03	297.15	0.082	17.11	0.42	687.48	0.41	669.41	6.064E-04	0.42
40	1.00	297.15	0.082	16.05	0.39	674.70	0.39	676.05	5.796E-04	0.39
41	1.00	297.15	0.082	16.64	0.41	678.39	0.41	679.07	5.977E-04	0.41
42	1.17	297.15	0.082	19.51	0.48	806.20	0.41	689.65	5.897E-04	0.48
43	0.19	297.15	0.082	3.14	0.08	133.19	0.41	708.46	5.744E-04	0.08
44	0.38	297.15	0.082	6.1	0.15	282.07	0.39	740.34	5.269E-04	0.15
45	1.22	297.15	0.082	20.37	0.50	849.66	0.41	697.01	5.842E-04	0.50
46	0.40	297.15	0.082	6.07	0.15	297.03	0.37	750.08	4.979E-04	0.15

Continuación de la Tabla 29

No.	CE (mmho cm ⁻¹)	T °K	R $\frac{atmL}{Kmol}$	RSE (peso) $\frac{mmol}{kg}$	PO _{1cal} atm	RSE _{cal} ppm	Coefficiente $\frac{PO}{CE}$	Coefficiente $\frac{RSE}{CE}$	Coefficiente PO	PO _{2cal} atm
47	1.25	297.15	0.082	21	0.51	875.12	0.41	699.54	5.847E-04	0.51
48	1.26	297.15	0.082	20.87	0.51	874.24	0.40	692.74	5.817E-04	0.51
49	1.28	297.15	0.082	20.78	0.51	876.63	0.39	683.27	5.776E-04	0.51
50	1.14	297.15	0.082	18.84	0.46	790.52	0.40	692.83	5.807E-04	0.46
51	1.19	297.15	0.082	19.66	0.48	814.01	0.40	686.35	5.885E-04	0.48
52	1.17	297.15	0.082	19.44	0.47	804.39	0.41	688.69	5.889E-04	0.47
53	1.19	297.15	0.082	19.63	0.48	825.25	0.40	696.41	5.796E-04	0.48
54	1.18	297.15	0.082	19.3	0.47	816.18	0.40	689.92	5.762E-04	0.47
55	1.65	297.15	0.082	26.82	0.65	1136.77	0.40	688.95	5.749E-04	0.65
56	2.48	297.15	0.082	42.21	1.03	1709.05	0.41	688.30	6.018E-04	1.03
57	1.67	297.15	0.082	26.69	0.65	1142.51	0.39	684.96	5.692E-04	0.65
58	1.65	297.15	0.082	26.69	0.65	1136.08	0.39	687.28	5.724E-04	0.65
59	1.80	297.15	0.082	30.23	0.74	1271.93	0.41	705.06	5.791E-04	0.74
60	1.67	297.15	0.082	26.86	0.65	1100.95	0.39	657.68	5.945E-04	0.65
61	0.49	297.15	0.082	7.192	0.18	362.55	0.36	741.41	4.834E-04	0.18
62	1.53	297.15	0.082	25.48	0.62	1042.69	0.40	679.72	5.954E-04	0.62
63	0.47	297.15	0.082	7.38	0.18	348.13	0.38	737.56	5.165E-04	0.18
64	1.49	297.15	0.082	24.1	0.59	1017.31	0.39	681.39	5.772E-04	0.59
65	1.53	297.15	0.082	24.55	0.60	1031.00	0.39	672.54	5.802E-04	0.60
66	1.51	297.15	0.082	24.41	0.59	1023.04	0.40	679.76	5.814E-04	0.59
67	1.74	297.15	0.082	28.45	0.69	1196.05	0.40	686.20	5.796E-04	0.69
68	0.67	297.15	0.082	10.95	0.27	454.22	0.40	683.04	5.874E-04	0.27
69	0.62	297.15	0.082	9.94	0.24	421.25	0.39	681.63	5.750E-04	0.24
70	1.07	297.15	0.082	18.03	0.44	744.71	0.41	696.64	5.899E-04	0.44
71	0.89	297.15	0.082	14.52	0.35	615.89	0.40	688.91	5.745E-04	0.35
72	1.10	297.15	0.082	19.01	0.46	775.31	0.42	708.05	5.974E-04	0.46
73	0.89	297.15	0.082	14.46	0.35	635.78	0.39	711.96	5.542E-04	0.35
74	1.12	297.15	0.082	18.9	0.46	762.98	0.41	678.81	6.036E-04	0.46
75	2.28	297.15	0.082	39.38	0.96	1584.29	0.42	696.09	6.057E-04	0.96
76	1.57	297.15	0.082	25.62	0.62	1071.67	0.40	681.29	5.825E-04	0.62
77	1.59	297.15	0.082	25.48	0.62	1082.43	0.39	681.20	5.736E-04	0.62
78	3.02	297.15	0.082	54.14	1.32	2136.59	0.44	708.42	6.174E-04	1.32
79	1.61	297.15	0.082	25.61	0.62	1106.90	0.39	688.37	5.638E-04	0.62
80	1.61	297.15	0.082	25.75	0.63	1106.74	0.39	688.27	5.669E-04	0.63
81	1.61	297.15	0.082	25.49	0.62	1091.88	0.39	677.34	5.688E-04	0.62
82	2.15	297.15	0.082	37.13	0.90	1483.34	0.42	691.21	6.099E-04	0.90
83	1.59	297.15	0.082	25.73	0.63	1092.45	0.39	685.35	5.739E-04	0.63
84	1.57	297.15	0.082	25.38	0.62	1080.81	0.39	689.29	5.722E-04	0.62
85	2.11	297.15	0.082	36.87	0.90	1468.07	0.43	696.10	6.120E-04	0.90
86	2.13	297.15	0.082	37.86	0.92	1489.65	0.43	699.37	6.193E-04	0.92

Continuación de la Tabla 29

No.	CE (mmho cm ⁻¹)	T °K	R $\frac{atmL}{Kmol}$	RSE (peso) $\frac{mmol}{kg}$	PO _{1cal} atm	RSE _{cal} ppm	Coefficiente $\frac{PO}{CE}$	Coefficiente $\frac{RSE}{CE}$	Coefficiente PO	PO _{2cal} atm
87	1.58	297.15	0.082	26.53	0.65	1084.96	0.41	684.95	5.958E-04	0.65
88	2.27	297.15	0.082	38.82	0.95	1585.98	0.42	698.98	5.964E-04	0.95
89	1.66	297.15	0.082	28.61	0.70	1158.90	0.42	699.40	6.015E-04	0.70
90	1.63	297.15	0.082	28.24	0.69	1142.45	0.42	702.18	6.023E-04	0.69
91	2.22	297.15	0.082	38.41	0.94	1562.40	0.42	702.52	5.990E-04	0.94
92	2.12	297.15	0.082	36.22	0.88	1472.59	0.42	693.31	5.993E-04	0.88
93	2.17	297.15	0.082	37.18	0.91	1509.54	0.42	695.00	6.001E-04	0.91
94	2.06	297.15	0.082	36.2	0.88	1437.19	0.43	696.65	6.137E-04	0.88
95	1.38	297.15	0.082	23.44	0.57	995.44	0.41	719.77	5.738E-04	0.57
96	2.07	297.15	0.082	35.78	0.87	1436.53	0.42	695.32	6.069E-04	0.87
97	1.63	297.15	0.082	28.43	0.69	1148.26	0.43	706.19	6.033E-04	0.69
98	2.20	297.15	0.082	37.72	0.92	1530.09	0.42	694.55	6.007E-04	0.92
99	2.08	297.15	0.082	36.3	0.88	1457.11	0.43	701.55	6.070E-04	0.88
100	2.06	297.15	0.082	35.67	0.87	1452.66	0.42	705.86	5.983E-04	0.87
101	2.03	297.15	0.082	35.44	0.86	1437.37	0.43	709.11	6.008E-04	0.86
102	2.03	297.15	0.082	34.82	0.85	1396.06	0.42	688.73	6.077E-04	0.85
103	1.97	297.15	0.082	34.27	0.84	1368.67	0.42	696.17	6.101E-04	0.84
104	1.58	297.15	0.082	25.98	0.63	1094.47	0.40	690.95	5.784E-04	0.63
105	1.50	297.15	0.082	25.05	0.61	1019.19	0.41	678.56	5.989E-04	0.61
106	1.48	297.15	0.082	23.78	0.58	1004.35	0.39	680.45	5.769E-04	0.58
107	1.52	297.15	0.082	24.75	0.60	1044.24	0.40	685.65	5.775E-04	0.60
108	2.42	297.15	0.082	40.01	0.97	1677.20	0.40	694.49	5.813E-04	0.97
109	1.60	297.15	0.082	25.95	0.63	1100.74	0.39	687.53	5.744E-04	0.63
110	0.42	297.15	0.082	6.53	0.16	274.27	0.38	653.02	5.801E-04	0.16
111	1.09	297.15	0.082	17.26	0.42	730.28	0.39	671.83	5.759E-04	0.42
112	0.57	297.15	0.082	8.72	0.21	421.8	0.37	741.30	5.037E-04	0.21
113	1.63	297.15	0.082	26.65	0.65	1114.50	0.40	685.42	5.826E-04	0.65
114	1.15	297.15	0.082	19.45	0.47	808.44	0.41	701.16	5.862E-04	0.47
115	1.62	297.15	0.082	26.63	0.65	1111.12	0.40	684.61	5.840E-04	0.65
116	1.61	297.15	0.082	26.47	0.64	1102.15	0.40	684.99	5.852E-04	0.64
117	2.21	297.15	0.082	37.6	0.92	1469.87	0.41	665.40	6.233E-04	0.92
118	1.72	297.15	0.082	30.26	0.74	1211.03	0.43	704.91	6.088E-04	0.74
119	1.59	297.15	0.082	27.74	0.68	1107.20	0.42	694.60	6.105E-04	0.68
120	1.43	297.15	0.082	25.14	0.61	1000.59	0.43	697.76	6.122E-04	0.61
121	0.42	297.15	0.082	6.77	0.16	301.32	0.39	710.66	5.475E-04	0.16
122	1.40	297.15	0.082	24	0.58	979.45	0.42	698.61	5.971E-04	0.58
123	0.53	297.15	0.082	8.62	0.21	379.92	0.39	714.14	5.528E-04	0.21
124	0.33	297.15	0.082	5.42	0.13	236.16	0.40	711.33	5.592E-04	0.13
125	0.13	297.15	0.082	2.21	0.05	88.92	0.42	689.30	6.056E-04	0.05

En la tabla 29 se muestra 2 formas de calcular la PO y su relación entre el residuo seco Evaporado (RSE) y La conductividad eléctrica (CE). Para este efecto se utilizaron los datos experimentales obtenidos de las determinaciones analíticas.

5.4. . Clasificación de las aguas

Las clasificaciones de las aguas es difícil de hacer, debido a que se realizan de acuerdo al uso que se le va a dar. Se determinarán las diferentes clasificaciones relacionadas con la calidad para riego, debido a que el cauce de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo se utiliza para la irrigación de diferentes cultivos que se siembran en el Valle de Mezquital Edo. de Hidalgo. Este tipo de clasificaciones son con base a la concentración salina de cada una de las aguas de los puntos de muestreo.

5.4.1. Clasificación de las aguas de riego con base a su conductividad eléctrica (CE)

Tabla 30 Clasificación de los puntos de muestreo según su CE de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.

No. de Muestra	CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Clasificación en Base a la CE	
		Tipo	Clasificación
1	2064	C3	Agua altamente salina
2	2177	C3	Agua altamente salina
3	700	C2	Agua de salinidad media
4	1296	C3	Agua altamente salina
5	1840	C3	Agua altamente salina
6	1518	C3	Agua altamente salina
7	767	C3	Agua altamente salina
8	1096	C3	Agua altamente salina
9	1845	C3	Agua altamente salina
10	1791	C3	Agua altamente salina
11	1761	C3	Agua altamente salina
12	1703	C3	Agua altamente salina
13	1642	C3	Agua altamente salina
14	1785	C3	Agua altamente salina
15	2073	C3	Agua altamente salina
16	2253	C4	Agua muy altamente salina
17	2232	C3	Agua altamente salina
18	1908	C3	Agua altamente salina
19	1941	C3	Agua altamente salina
20	1908	C3	Agua altamente salina
21	762	C3	Agua altamente salina
22	1732	C3	Agua altamente salina

Continuación de la Tabla 30

No. de Muestra	CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Clasificación en Base a la CE	
		Tipo	Clasificación
23	1730	C3	Agua altamente salina
24	1756	C3	Agua altamente salina
25	775	C3	Agua altamente salina
26	714	C2	Agua de salinidad media
27	753	C2	Agua de salinidad media
28	709	C2	Agua de salinidad media
29	760	C3	Agua altamente salina
30	1146	C3	Agua altamente salina
31	824	C3	Agua altamente salina
32	902	C3	Agua altamente salina
33	860	C3	Agua altamente salina
34	846	C3	Agua altamente salina
35	839	C3	Agua altamente salina
36	881	C3	Agua altamente salina
37	962	C3	Agua altamente salina
38	973	C3	Agua altamente salina
39	1027	C3	Agua altamente salina
40	998	C3	Agua altamente salina
41	999	C.3	Agua altamente salina
42	1169	C3	Agua altamente salina
43	188	C1	Agua de baja salinidad
44	381	C2	Agua de salinidad media
45	1219	C3	Agua altamente salina
46	396	C2	Agua de salinidad media
47	1251	C3	Agua altamente salina
48	1262	C3	Agua altamente salina
49	1283	C3	Agua altamente salina
50	1141	C3	Agua altamente salina
51	1186	C3	Agua altamente salina
52	1168	C3	Agua altamente salina
53	1185	C3	Agua altamente salina
54	1183	C3	Agua altamente salina
55	1650	C3	Agua altamente salina
56	2483	C4	Agua muy altamente salina
57	1668	C3	Agua altamente salina
58	1653	C3	Agua altamente salina
59	1804	C3	Agua altamente salina
60	1674	C3	Agua altamente salina
61	489	C2	Agua de salinidad media
62	1534	C3	Agua altamente salina
63	472	C2	Agua de salinidad media
64	1493	C3	Agua altamente salina
65	1533	C3	Agua altamente salina

Continuación de la Tabla 30

No. de Muestra	CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Clasificación en Base a la CE	
		Tipo	Clasificación
66	1505	C3	Agua altamente salina
67	1743	C3	Agua altamente salina
68	665	C2	Agua de salinidad media
69	618	C2	Agua de salinidad media
70	1069	C3	Agua altamente salina
71	894	C3	Agua altamente salina
72	1095	C3	Agua altamente salina
73	893	C3	Agua altamente salina
74	1124	C3	Agua altamente salina
75	2276	C4	Agua muy altamente salina
76	1573	C3	Agua altamente salina
77	1589	C3	Agua altamente salina
78	3016	C4	Agua muy altamente salina
79	1608	C3	Agua altamente salina
80	1608	C3	Agua altamente salina
81	1612	C3	Agua altamente salina
82	2146	C3	Agua altamente salina
83	1594	C3	Agua altamente salina
84	1568	C3	Agua altamente salina
85	2109	C3	Agua altamente salina
86	2130	C3	Agua altamente salina
87	1584	C3	Agua altamente salina
88	2269	C4	Agua muy altamente salina
89	1657	C3	Agua altamente salina
90	1627	C3	Agua altamente salina
91	2224	C3	Agua altamente salina
92	2124	C3	Agua altamente salina
93	2172	C3	Agua altamente salina
94	2063	C3	Agua altamente salina
95	1383	C3	Agua altamente salina
96	2066	C3	Agua altamente salina
97	1626	C3	Agua altamente salina
98	2203	C3	Agua altamente salina
99	2077	C3	Agua altamente salina
100	2058	C3	Agua altamente salina
101	2027	C3	Agua altamente salina
102	2027	C3	Agua altamente salina
103	1966	C3	Agua altamente salina
104	1584	C3	Agua altamente salina
105	1502	C3	Agua altamente salina
106	1476	C3	Agua altamente salina
107	1523	C3	Agua altamente salina
108	2415	C4	Agua muy altamente salina

No. de Muestra	CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Clasificación en Base a la CE	
		Tipo	Clasificación
109	1601	C3	Agua altamente salina
110	420	C2	Agua de salinidad media
111	1087	C3	Agua altamente salina
112	569	C2	Agua de salinidad media
113	1626	C3	Agua altamente salina
114	1153	C3	Agua altamente salina
115	1623	C3	Agua altamente salina
116	1609	C3	Agua altamente salina
117	2209	C3	Agua altamente salina
118	1718	C3	Agua altamente salina
119	1594	C3	Agua altamente salina
120	1434	C3	Agua altamente salina
121	424	C2	Agua de salinidad media
122	1402	C3	Agua altamente salina
123	532	C2	Agua de salinidad media
124	332	C2	Agua de salinidad media
125	129	C1	Agua de baja salinidad

De acuerdo a la clasificación con relación a la conductividad eléctrica citada por Ayers y westcot (1987) y Pizarro (1978), donde las directrices para la interpretación de la calidad del agua de riego, observamos en la Tabla 30 que el 81.6 por ciento de las aguas corresponde a la clasificación C3 esto equivale a 102 muestras, el 12 por ciento a la C2 que esto equivale a 15 muestras, mientras que en menor cantidad se encuentra la clasificación de C4 con 6 muestras que equivalen al 4.8 por ciento y por último se encuentran 2 muestras clasificadas con C1 que representan el 1.6 por ciento.

5.4.2. Clasificación de las aguas de riego para riego con base a la salinidad efectiva (SE).

La salinidad efectiva se calcula con alguna de las siguientes formulas y bajo las condiciones siguientes:

Si, $\text{Ca} > (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 + \text{SO}_4)$ entonces:

$$\text{SE} = \sum \text{cationes} - (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 + \text{SO}_4)$$

Si, $\text{Ca} < (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 + \text{SO}_4)$; pero $\text{Ca} > (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$; entonces:

$$\text{SE} = \sum \text{cationes} - \text{Ca}$$

Si, $\text{Ca} < (\text{HCO}_3 + \text{HCO}_3)$; pero $(\text{Ca} + \text{Mg}) > (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$; entonces:

$$\text{SE} = \sum \text{cationes} - (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$$

Si, $(Ca + Mg) < (CO_3 + HCO_3)$; entonces:
 $SE = \sum \text{cationes} - (Ca + Mg)$

Todos los iones se expresan en $meqL^{-1}$

Para el cálculo de la Salinidad Efectiva (SE) se buscó que se cumpliera las restricciones mencionadas en el capítulo 3 y se clasifico de acuerdo a la Tabla No.12 y se obtuvo Tabla No.30.

Tabla 31 Clasificación Según su Salinidad Efectiva de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo

No. de	Índice de	Clasificación	No. de	Índice de	Clasificación
Muestra	Salinidad Efectiva	Según su SE	Muestra	Salinidad Efectiva	Según su SE
1	9.12	Condicionada	41	5.00	Condicionada
2	10.21	Condicionada	42	4.91	Condicionada
3	3.40	Condicionada	43	0.80	Buena
4	5.97	Condicionada	44	1.05	Buena
5	8.94	Condicionada	45	5.48	Condicionada
6	5.60	Condicionada	46	0.80	Buena
7	3.30	Condicionada	47	5.55	Condicionada
8	4.69	Condicionada	48	5.99	Condicionada
9	8.09	Condicionada	49	6.14	Condicionada
10	8.49	Condicionada	50	5.58	Condicionada
11	8.25	Condicionada	51	5.96	Condicionada
12	7.81	Condicionada	52	5.78	Condicionada
13	7.10	Condicionada	53	5.59	Condicionada
14	7.97	Condicionada	54	5.68	Condicionada
15	9.44	Condicionada	55	7.66	Condicionada
16	9.40	Condicionada	56	11.35	Condicionada
17	10.54	Condicionada	57	8.03	Condicionada
18	9.49	Condicionada	58	7.74	Condicionada
19	8.95	Condicionada	59	7.55	Condicionada
20	9.08	Condicionada	60	8.25	Condicionada
21	3.12	Condicionada	61	0.95	Buena
22	8.74	Condicionada	62	7.82	Condicionada
23	8.45	Condicionada	63	1.14	Buena
24	8.51	Condicionada	64	7.34	Condicionada
25	3.37	Condicionada	65	8.18	Condicionada
26	3.14	Condicionada	66	7.59	Condicionada
27	3.48	Condicionada	67	8.24	Condicionada
28	3.15	Condicionada	68	3.22	Condicionada

Continuación de la Tabla 31

No. de Muestra	Índice de Salinidad Efectiva	Clasificación Según su SE	No. de Muestra	Índice de Salinidad Efectiva	Clasificación Según su SE
29	3.43	Condicionada	69	2.78	Buena
30	6.17	Condicionada	70	4.63	Condicionada
31	4.05	Condicionada	71	4.27	Condicionada
32	3.84	Condicionada	72	4.58	Condicionada
33	4.11	Condicionada	73	3.41	Condicionada
34	3.85	Condicionada	74	5.23	Condicionada
35	3.73	Condicionada	75	10.56	Condicionada
36	4.14	Condicionada	76	7.54	Condicionada
37	5.33	Condicionada	77	7.90	Condicionada
38	5.36	Condicionada	78	14.47	Condicionada
39	5.49	Condicionada	79	8.09	Condicionada
40	5.45	Condicionada	80	7.63	Condicionada
81	8.49	Condicionada	104	6.89	Condicionada
82	10.35	Condicionada	105	7.07	Condicionada
83	7.18	Condicionada	106	7.23	Condicionada
84	7.20	Condicionada	107	7.31	Condicionada
85	9.45	Condicionada	108	11.82	Condicionada
86	9.37	Condicionada	109	7.40	Condicionada
87	7.46	Condicionada	110	1.58	Buena
88	10.05	Condicionada	111	5.53	Condicionada
89	7.45	Condicionada	112	1.08	Buena
90	7.06	Condicionada	113	7.87	Condicionada
91	9.93	Condicionada	114	5.09	Condicionada
92	9.75	Condicionada	115	7.84	Condicionada
93	9.73	Condicionada	116	7.80	Condicionada
94	8.91	Condicionada	117	10.39	Condicionada
95	5.27	Condicionada	118	7.24	Condicionada
96	9.26	Condicionada	119	7.43	Condicionada
97	6.64	Condicionada	120	6.53	Condicionada
98	9.59	Condicionada	121	1.21	Buena
99	8.96	Condicionada	122	5.88	Condicionada
100	7.93	Condicionada	123	1.69	Buena
101	7.75	Condicionada	124	1.14	Buena
102	9.03	Condicionada	125	0.57	Buena
103	8.92	Condicionada			

De la tabla 31 se muestra que la mayor de cantidad de las muestras con el índice de SE fueron clasificadas como condicionadas con un 90.4 por ciento que representa 113 muestras y el otro 9.6 por ciento fue clasificado como buena que representa 12 muestras. Con el índice de Salinidad Efectiva se conoce mejor los peligros que representan las sales que se encuentran en solución y que pueden afectar a los

cultivos, ya que toma en cuenta la precipitación de las sales menos solubles como son los carbonatos de calcio y magnesio (CaCO_3 y MgCO_3) y los sulfatos de calcio (CaSO_4).

5.4.3. Clasificación de las aguas de riego con base a la salinidad potencial (SP)

Si la humedad aprovechable del suelo disminuye por debajo del 50 por ciento, el efecto de las sales solubles de los cloruros (Cl^{1-}), así como los sulfatos (SO_4^{2-}) que son las últimas sales que quedan en solución y quedan disponibles para su intercambio catiónico. La salinidad potencial es un índice para estimar el peligro de sales a bajos niveles de humedad y que por lo tanto aumentan considerablemente la presión osmótica.

Este índice se calcula con la fórmula siguiente (Palacios y Aceves, 1970; Del Valle, 1992; Aguilera y Martínez, 1996; Marín, 2002):

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

Tabla 32 Clasificación Según su Salinidad Potencial de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.

No. de Muestra	Índice de Salinidad Potencial	Clasificación Según su SP	No. de Muestra	Índice de Salinidad Potencial	Clasificación Según su SP
1	6.55	Condicionada	41	2.53	Buena
2	7.23	Condicionada	42	2.61	Buena
3	2.13	Buena	43	0.38	Buena
4	3.98	Condicionada	44	0.58	Buena
5	5.23	Condicionada	45	2.29	Buena
6	3.11	Condicionada	46	0.18	Buena
7	2.14	Buena	47	2.66	Buena
8	3.66	Condicionada	48	2.57	Buena
9	5.81	Condicionada	49	2.67	Buena
10	6.06	Condicionada	50	2.23	Buena
11	5.71	Condicionada	51	2.47	Buena
12	5.63	Condicionada	52	2.50	Buena
13	4.92	Condicionada	53	2.38	Buena
14	5.30	Condicionada	54	2.38	Buena
15	6.79	Condicionada	55	3.52	Condicionada
16	6.69	Condicionada	56	6.83	Condicionada
17	7.19	Condicionada	57	3.32	Condicionada
18	6.76	Condicionada	58	3.62	Condicionada
19	5.54	Condicionada	59	4.54	Condicionada

Continuación de la Tabla 32

No. de Muestra	Índice de Salinidad Potencial	Clasificación Según su SP	No. de Muestra	Índice de Salinidad Potencial	Clasificación Según su SP
20	6.10	Condicionada	60	4.36	Condicionada
21	1.93	Buena	61	0.12	Buena
22	5.99	Condicionada	62	4.16	Condicionada
23	5.62	Condicionada	63	0.32	Buena
24	5.72	Condicionada	64	3.67	Condicionada
25	2.18	Buena	65	3.99	Condicionada
26	1.91	Buena	66	4.07	Condicionada
27	2.11	Buena	67	4.37	Condicionada
28	1.90	Buena	68	1.75	Buena
29	1.95	Buena	69	1.74	Buena
30	0.09	Buena	70	2.71	Buena
31	2.40	Buena	71	2.12	Buena
32	2.33	Buena	72	3.09	Buena
33	2.18	Buena	73	1.79	Buena
34	1.97	Buena	74	3.16	Condicionada
35	1.97	Buena	75	6.26	Condicionada
36	2.19	Buena	76	4.31	Condicionada
37	2.72	Buena	77	3.41	Condicionada
38	2.74	Buena	78	6.31	Condicionada
39	3.03	Buena	79	3.29	Condicionada
40	2.28	Buena	80	3.19	Condicionada
81	3.09	Buena	104	4.22	Condicionada
82	6.35	Condicionada	105	4.15	Condicionada
83	3.75	Condicionada	106	3.59	Condicionada
84	3.55	Condicionada	107	3.67	Condicionada
85	6.21	Condicionada	108	5.41	Condicionada
86	6.33	Condicionada	109	3.83	Condicionada
87	4.97	Condicionada	110	0.69	Buena
88	6.14	Condicionada	111	2.72	Buena
89	4.68	Condicionada	112	0.64	Buena
90	4.58	Condicionada	113	3.95	Condicionada
91	6.06	Condicionada	114	3.05	Buena
92	6.27	Condicionada	115	3.94	Condicionada
93	6.32	Condicionada	116	3.90	Condicionada
94	6.36	Condicionada	117	6.17	Condicionada
95	3.02	Buena	118	5.20	Condicionada
96	6.33	Condicionada	119	4.96	Condicionada
97	4.74	Condicionada	120	4.57	Condicionada
98	6.38	Condicionada	121	0.92	Buena
99	6.06	Condicionada	122	3.76	Condicionada
100	6.12	Condicionada	123	1.14	Buena
101	6.00	Condicionada	124	0.79	Buena

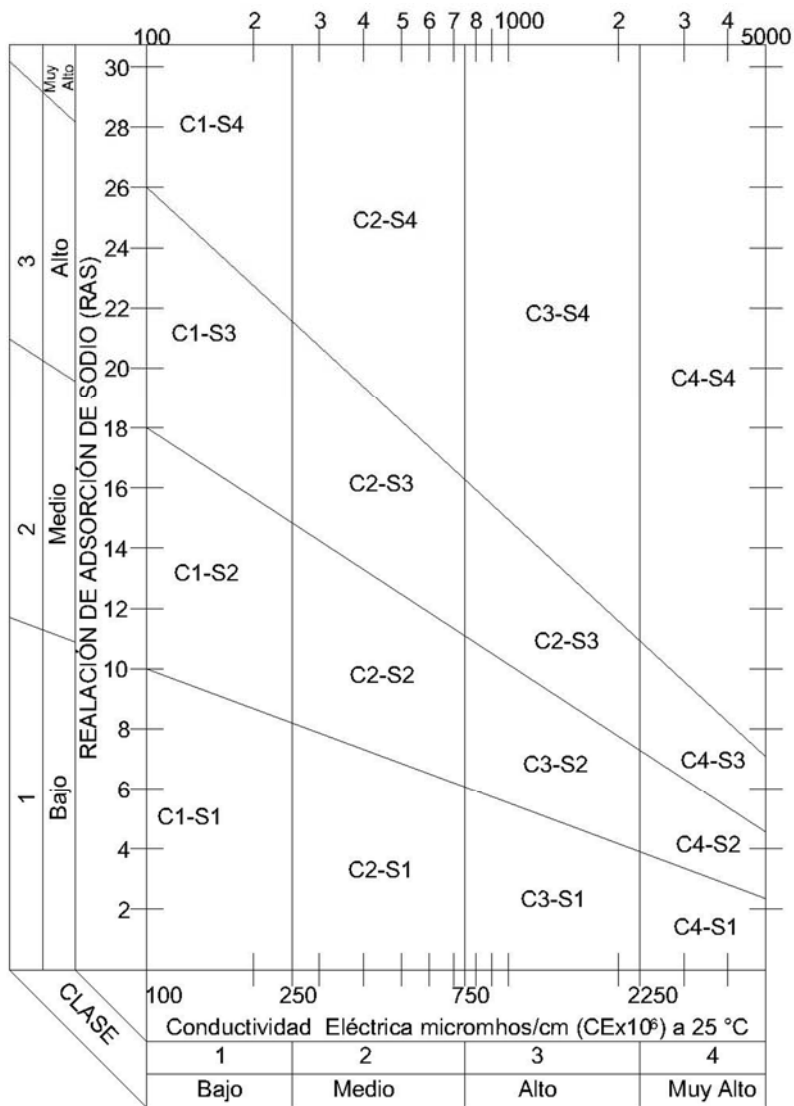
Continuación de la Tabla 32

No. de Muestra	Índice de Salinidad Potencial	Clasificación Según su SP	No. de Muestra	Índice de Salinidad Potencial	Clasificación Según su SP
102	6.02	Condicionada	125	0.45	Buena
103	6.22	Condicionada			

Los cálculos obtenidos para este índice se muestran en la Tabla 32 y su clasificación fue de acuerdo a la Tabla No. 13. Los resultados indica que el 40.8 por ciento de las aguas son de buena calidad y recomendadas para el riego, pero el otro 59.2 por ciento queda condicionado para su manejo sobre los suelo y los cultivos en las que sean utilizadas estas aguas para el riego.

5.4.4. Clasificación de las aguas con base al RAS (relación de adsorción de sodio).

En esta clasificación se utilizaron 4 métodos, que fueron descritos en el Capítulo 3. Se utiliza el diagrama para la Clasificación de aguas para riego que se muestra en la Figura No. 29 y este relaciona la conductividad eléctrica en micromhos por centímetro ($\mu\text{mhos cm}^{-1}$) y la relación de adsorción de sodio (RAS). En los diagramas originales, las curvas representan ecuaciones de la ley de acción de masas entre los cationes solubles y los intercambiables y delimitan las diferentes clases de sodio en sus contenidos.



PELIGRO DE SALINIDAD

Figura 29 Diagrama para la clasificación de las aguas de riego Relacionando el RAS y la CE.

Tabla 33 Calculo del RAS por cuatro métodos de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.

No.	CE	RAS _{original}	pk ₂ -pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{aj}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°	CaCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	MgCO ₃	Mg(HCO ₃) ₂	RAS _{Villafañe}
Muestras	(mS cm ⁻¹ =dS m ⁻¹)	Ec.	Tablas	Tabla	Tabla	Ec.	Ec.	Ec.	Tabla	Tabla	Ec	Sales Hipotéticas				
1	2.06	9.54	2.50	2.92	1.88	-0.25	7.30	20.06	6.02	0.69	11.03	0.00	1.84	0.00	2.76	11.83
2	2.18	10.23	2.51	2.85	1.88	0.41	7.23	22.21	5.13	0.76	12.29	0.00	2.16	0.00	2.40	12.88
3	0.70	3.44	2.35	2.99	2.32	-0.46	7.67	5.96	2.16	1.17	3.77	0.00	1.60	0.00	0.96	4.46
4	1.30	4.08	2.43	2.72	2.06	0.10	7.21	8.93	2.33	1.17	4.95	0.00	2.88	0.00	2.44	5.20
5	1.84	8.57	2.48	2.88	1.95	0.08	7.31	17.90	4.53	0.82	10.06	0.00	2.00	0.00	2.32	10.76
6	1.52	4.52	2.44	2.84	1.94	-0.12	7.22	9.85	4.16	0.86	5.25	0.00	2.20	0.00	2.96	5.63
7	0.77	2.93	2.36	2.94	2.24	-0.32	7.55	5.43	2.39	1.09	3.29	0.00	1.76	0.00	1.48	3.74
8	1.10	5.56	2.41	2.96	2.10	-0.35	7.47	10.75	3.51	0.90	6.44	0.00	1.72	0.00	1.52	7.08
9	1.85	7.79	2.48	2.85	1.91	0.06	7.24	16.79	4.59	0.82	9.18	0.00	2.16	0.00	2.62	9.76
10	1.79	6.26	2.48	2.80	1.94	0.07	7.21	13.70	3.83	0.88	7.31	0.00	2.42	0.00	3.32	7.79
11	1.76	5.50	2.48	2.71	1.95	0.16	7.14	12.44	3.07	1.07	6.53	0.00	2.92	0.00	3.44	6.90
12	1.70	5.89	2.47	2.83	1.96	0.06	7.26	12.63	3.87	0.86	6.81	0.00	2.26	0.00	3.32	7.31
13	1.64	6.29	2.46	2.84	1.95	0.04	7.26	13.47	4.05	0.86	7.34	0.00	2.20	0.00	2.82	7.86
14	1.79	6.19	2.48	2.81	1.93	0.08	7.22	13.51	3.97	0.86	7.20	0.00	2.36	0.00	3.40	7.70
15	2.07	5.84	2.49	2.65	1.89	0.41	7.03	13.80	3.18	1.07	7.03	0.00	3.36	0.00	4.02	7.32
16	2.25	6.09	2.51	2.59	1.83	0.94	6.93	15.08	3.20	1.07	7.58	0.00	3.92	0.00	4.16	7.69
17	2.23	4.73	2.50	2.46	1.87	0.52	6.83	12.15	2.07	1.40	6.20	0.00	5.40	0.00	4.20	6.06
18	1.91	6.19	2.49	2.76	1.94	0.21	7.19	13.65	3.53	0.97	7.16	0.00	2.60	0.00	3.84	7.68
19	1.94	7.77	2.49	2.74	1.91	0.09	7.14	17.54	3.69	0.97	9.52	0.00	2.72	0.00	2.52	9.87
20	1.91	8.19	2.49	2.82	1.93	0.19	7.23	17.79	4.13	0.88	9.79	0.00	2.32	0.00	2.48	10.33
21	0.76	3.58	2.36	2.99	2.23	-0.54	7.58	6.51	2.71	1.09	3.97	0.00	1.60	0.00	1.12	4.60
22	1.73	6.25	2.47	2.80	1.98	-0.13	7.25	13.40	3.42	0.94	7.29	0.00	2.40	0.00	3.08	7.81
23	1.73	6.01	2.47	2.82	1.97	0.01	7.26	12.88	3.64	0.94	6.92	0.00	2.32	0.00	3.32	7.48
24	1.76	5.86	2.47	2.83	1.96	0.02	7.26	12.54	3.87	0.86	6.77	0.00	2.24	0.00	3.24	7.28
25	0.78	3.55	2.36	2.99	2.24	-0.53	7.60	6.40	2.63	1.09	3.91	0.00	1.60	0.00	1.28	4.54

Continuación de la Tabla 33

No.	CE	RAS _{original}	pk ₂ -pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{aj}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°	CaCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	MgCO ₃	Mg(HCO ₃) ₂	RAS _{Villafañe}
Muestras	(mS cm ⁻¹ =dS m ⁻¹)	Ec.	Tablas	Tabla	Tabla	Ec.	Ec.	Ec.	Tabla	Tabla	Ec	Sales Hipotéticas				
26	0.71	3.03	2.35	2.97	2.28	-0.62	7.60	5.45	2.29	1.17	3.33	0.00	1.68	0.00	1.20	3.89
27	0.75	3.35	2.36	2.94	2.28	-0.55	7.58	6.10	2.20	1.17	3.76	0.00	1.76	0.00	1.12	4.33
28	0.71	3.07	2.35	2.99	2.29	-0.62	7.63	5.43	2.35	1.17	3.33	0.00	1.60	0.00	1.20	3.94
29	0.76	3.58	2.36	3.04	2.26	-0.72	7.67	6.20	2.78	1.09	3.83	0.00	1.44	0.00	1.32	4.54
30	1.15	1.99	2.42	2.48	2.23	-0.22	7.13	4.51	0.86	2.51	2.49	0.00	5.04	0.00	1.92	2.40
31	0.82	3.82	2.37	2.94	2.25	-0.53	7.57	6.99	2.32	1.17	4.27	0.00	1.76	0.00	1.20	4.93
32	0.90	4.10	2.38	2.94	2.18	-0.54	7.51	7.78	2.78	1.12	4.62	0.00	1.76	0.00	1.28	5.28
33	0.86	2.51	2.38	2.88	2.23	-0.46	7.49	4.79	2.13	1.31	2.75	0.00	2.02	0.00	2.20	3.16
34	0.85	2.75	2.38	2.96	2.22	-0.42	7.56	5.07	2.60	1.12	2.98	0.00	1.70	0.00	2.20	3.43
35	0.84	2.69	2.37	2.94	2.22	-0.45	7.54	5.01	2.51	1.09	2.96	0.00	1.76	0.00	2.12	3.37
36	0.88	2.75	2.38	2.90	2.22	-0.44	7.50	5.23	2.33	1.21	3.03	0.00	1.92	0.00	2.18	3.46
37	0.96	3.03	2.39	2.87	2.25	-0.44	7.51	5.73	1.96	1.31	3.34	0.00	2.08	0.00	2.28	3.77
38	0.97	4.31	2.39	3.17	2.25	-0.78	7.81	6.85	3.71	0.90	4.45	0.00	1.12	0.00	2.24	5.27
39	1.03	3.96	2.40	3.12	2.21	-0.69	7.73	6.63	3.67	0.90	4.15	0.00	1.24	0.00	2.68	4.84
40	1.00	4.14	2.40	3.15	2.23	-0.79	7.78	6.70	3.71	0.90	4.29	0.00	1.16	0.00	2.44	5.06
41	1.00	3.95	2.40	3.15	2.19	-0.71	7.74	6.57	4.11	0.82	4.14	0.00	1.16	0.00	2.60	4.82
42	1.17	4.62	2.42	2.92	2.08	-0.36	7.42	9.17	3.45	0.90	5.29	0.00	1.84	0.00	2.16	5.80
43	0.19	1.45	2.17	4.12	2.90	-2.07	9.20	0.29	4.68	0.68	1.13	0.00	0.22	0.00	0.48	1.77
44	0.38	1.07	2.26	3.02	2.44	-0.61	7.71	1.80	1.76	1.30	1.13	0.00	1.52	0.00	0.64	1.41
45	1.22	4.56	2.42	3.06	2.07	-0.31	7.56	8.40	4.67	0.76	4.92	0.00	1.38	0.00	3.02	5.57
46	0.40	0.55	2.27	2.90	2.38	-0.26	7.55	1.02	1.60	1.47	0.60	0.00	1.92	0.00	0.88	0.72
47	1.25	4.60	2.43	2.83	2.06	0.00	7.32	9.58	2.98	1.00	5.39	0.00	2.24	0.00	2.32	5.81
48	1.26	4.32	2.43	2.80	2.08	-0.05	7.31	9.03	2.65	1.17	4.98	0.00	2.40	0.00	2.52	5.45
49	1.28	3.71	2.43	2.76	2.08	0.13	7.27	7.92	2.40	1.17	4.33	0.00	2.64	0.00	2.92	4.67
50	1.14	4.10	2.41	2.90	2.13	0.68	7.44	8.03	2.89	1.00	4.63	0.00	1.93	0.00	2.42	5.13
51	1.19	4.42	2.42	3.04	2.12	0.02	7.59	8.02	3.92	0.82	4.78	0.00	1.44	0.00	2.88	5.42
52	1.17	4.53	2.42	2.95	2.12	-0.05	7.49	8.65	3.24	1.00	5.00	0.00	1.74	0.00	2.42	5.64
53	1.19	4.17	2.42	2.82	2.10	0.14	7.34	8.60	2.59	1.12	4.85	0.00	2.32	0.00	2.24	5.28

Continuación de la Tabla 33

No.	CE	RAS _{original}	pk ₂ -pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{aj}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°	CaCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	MgCO ₃	Mg(HCO ₃) ₂	RAS _{Villafañe}
Muestras	(mS cm ⁻¹ =dS m ⁻¹)	Ec.	Tablas	Tabla	Tabla	Ec.	Ec.	Ec.	Tabla	Tabla	Ec	Sales Hipotéticas				
54	1.18	3.73	2.42	2.76	2.11	0.05	7.29	7.88	2.23	1.21	4.41	0.00	2.64	0.00	2.36	4.74
55	1.65	4.00	2.47	2.58	1.97	0.64	7.02	9.51	2.15	1.26	4.98	0.00	3.94	0.00	3.64	5.08
56	2.48	6.96	2.53	2.57	1.82	0.82	6.92	17.28	3.14	1.04	8.62	0.00	4.12	0.00	4.72	8.74
57	1.67	3.63	2.47	2.57	1.98	0.89	7.02	8.63	2.05	1.36	4.43	0.00	4.04	0.00	4.12	4.59
58	1.65	3.65	2.47	2.58	1.97	0.98	7.02	8.71	2.09	1.36	4.48	0.00	4.02	0.00	3.92	4.63
59	1.80	4.53	2.48	2.52	1.91	1.20	6.91	11.27	1.97	1.40	5.86	1.10	3.46	0.00	3.28	6.20
60	1.67	4.41	2.47	2.58	1.99	1.40	7.03	10.43	1.69	1.49	5.46	1.35	2.65	0.00	3.20	6.13
61	0.49	0.37	2.31	2.65	2.28	0.47	7.23	0.79	1.12	1.96	0.46	0.00	3.41	0.00	0.62	0.49
62	1.53	3.76	2.46	2.56	2.03	0.76	7.05	8.85	1.72	1.43	4.79	0.00	4.18	0.00	2.98	4.84
63	0.47	1.16	2.30	2.83	2.32	0.38	7.46	2.25	1.56	1.35	1.38	0.00	2.23	0.00	0.78	1.54
64	1.49	3.44	2.45	2.60	2.03	0.62	7.08	7.97	1.91	1.36	4.23	0.00	3.80	0.00	3.40	4.37
65	1.53	3.39	2.46	2.59	2.05	0.62	7.09	7.83	1.74	1.49	4.12	0.00	3.92	0.00	3.60	4.23
66	1.51	3.46	2.45	2.59	2.03	0.49	7.07	8.06	1.82	1.49	4.25	0.00	3.92	0.00	3.32	4.40
67	1.74	4.03	2.48	2.52	1.96	0.86	6.95	9.88	1.90	1.36	5.23	0.00	4.64	0.00	3.44	5.17
68	0.67	2.74	2.35	3.02	2.35	0.28	7.71	4.64	2.16	1.26	2.87	0.00	1.52	0.00	1.36	3.49
69	0.62	1.89	2.34	2.87	2.35	0.33	7.55	3.49	1.57	1.53	2.07	0.00	2.08	0.00	1.28	2.43
70	1.07	4.10	2.41	2.83	2.11	0.07	7.35	8.39	2.60	1.12	4.81	0.00	2.24	0.00	1.84	5.23
71	0.89	2.59	2.38	2.90	2.22	-0.11	7.50	4.92	2.33	1.21	2.84	0.00	1.92	0.00	2.24	3.25
72	1.10	4.75	2.41	2.94	2.09	1.44	7.44	9.31	3.48	0.90	5.48	0.00	1.76	0.00	1.72	6.02
73	0.89	2.12	2.38	2.74	2.15	0.92	7.26	4.52	1.94	1.31	2.55	0.00	2.74	0.00	1.86	2.73
74	1.12	4.61	2.41	2.87	2.11	1.38	7.39	9.28	2.41	1.12	5.34	0.80	1.28	0.00	1.72	6.47
75	2.28	7.94	2.51	2.64	1.86	1.13	7.01	18.97	3.40	0.97	10.02	0.00	3.44	0.00	3.20	10.08
76	1.57	3.53	2.46	2.59	2.00	0.86	7.05	8.32	2.00	1.36	4.34	0.00	3.92	0.00	3.68	4.49
77	1.59	3.62	2.46	2.60	2.01	0.72	7.07	8.42	2.03	1.36	4.38	0.00	3.76	0.00	3.84	4.58
78	3.02	20.02	2.55	3.13	1.77	0.56	7.46	38.85	12.52	0.51	22.69	0.00	1.20	0.00	1.92	24.76
79	1.61	3.43	2.46	2.57	2.01	0.92	7.04	8.08	1.87	1.36	4.23	0.00	4.08	0.00	3.84	4.32
80	1.61	3.47	2.46	2.56	1.99	0.94	7.01	8.29	1.95	1.36	4.32	0.00	4.16	0.00	3.76	4.41
81	1.61	3.49	2.46	2.61	2.03	0.89	7.10	8.01	1.98	1.36	4.15	0.00	3.68	0.00	4.24	4.31

Continuación de la Tabla 33

No.	CE	RAS _{original}	pk ₂ -pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{aj}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°	CaCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	MgCO ₃	Mg(HCO ₃) ₂	RAS _{Villafañe}
Muestras	(mS cm ⁻¹ =dS m ⁻¹)	Ec.	Tablas	Tabla	Tabla	Ec.	Ec.	Ec.	Tabla	Tabla	Ec	Sales Hipotéticas				
82	2.15	7.64	2.50	2.66	1.89	0.92	7.06	17.92	3.24	1.07	9.48	0.00	3.28	0.00	3.04	9.71
83	1.59	3.40	2.46	2.59	1.98	1.01	7.03	8.05	2.18	1.36	4.11	0.00	3.84	0.00	4.02	4.29
84	1.57	3.47	2.46	2.59	1.99	1.08	7.03	8.23	2.07	1.36	4.26	0.00	3.92	0.00	3.68	4.41
85	2.11	8.16	2.50	2.68	1.87	0.96	7.06	19.09	3.58	0.97	10.26	0.00	3.12	0.00	2.72	10.39
86	2.13	9.82	2.51	2.82	1.86	0.91	7.18	21.76	4.94	0.76	11.96	0.00	2.32	0.00	2.48	12.39
87	1.58	4.30	2.46	2.61	1.99	0.86	7.06	10.06	2.18	1.26	5.40	0.00	3.68	0.00	2.96	5.50
88	2.27	6.70	2.51	2.53	1.84	1.02	6.89	16.84	2.71	1.21	8.81	0.00	4.48	0.00	3.28	8.61
89	1.66	6.19	2.47	2.73	1.96	0.43	7.16	13.90	3.13	1.17	7.50	0.00	2.80	0.00	2.32	7.91
90	1.63	6.40	2.46	2.72	1.95	0.43	7.14	14.43	3.12	1.17	7.89	0.00	2.84	0.00	2.04	8.23
91	2.22	7.17	2.51	2.61	1.85	0.54	6.97	17.42	3.21	1.07	9.14	0.00	3.68	0.00	3.12	9.15
92	2.12	6.26	2.50	2.50	1.88	0.63	6.88	15.80	2.26	1.30	8.61	0.00	4.88	0.00	2.72	8.16
93	2.17	6.51	2.51	2.52	1.86	0.74	6.89	16.37	2.48	1.21	8.79	0.00	4.64	0.00	2.96	8.42
94	2.06	7.89	2.50	2.71	1.87	0.43	7.08	18.33	3.80	0.88	9.83	0.00	2.96	0.00	2.88	9.99
95	1.38	4.13	2.43	2.73	1.98	0.23	7.14	9.32	2.95	1.04	5.07	0.00	2.80	0.00	2.44	5.26
96	2.07	7.02	2.50	2.57	1.88	0.51	6.95	17.21	2.68	1.07	9.55	0.00	4.08	0.00	2.48	9.11
97	1.63	6.36	2.46	2.74	1.94	0.40	7.15	14.33	3.40	0.94	7.98	0.00	2.72	0.00	2.16	8.13
98	2.20	6.48	2.51	2.54	1.85	0.53	6.90	16.19	2.74	1.21	8.38	0.00	4.36	0.00	3.48	8.29
99	2.08	7.72	2.50	2.61	1.87	0.44	6.98	18.69	3.08	1.07	10.28	0.00	3.68	0.00	2.32	10.00
100	2.06	6.98	2.50	2.59	1.86	0.74	6.95	17.10	3.02	1.07	9.34	0.00	3.84	0.00	2.44	9.03
101	2.03	7.31	2.49	2.67	1.86	0.68	7.02	17.38	3.57	0.97	9.33	0.00	3.24	0.00	2.64	9.34
102	2.03	7.07	2.50	2.64	1.89	0.63	7.03	16.77	3.08	0.97	9.10	0.00	3.44	0.00	2.80	9.04
103	1.97	7.06	2.49	2.66	1.90	0.27	7.05	16.56	3.14	0.97	9.04	0.00	3.28	0.00	2.64	9.02
104	1.58	3.98	2.45	2.62	1.99	0.32	7.07	9.29	2.24	1.26	4.94	0.00	3.60	0.00	3.04	5.08
105	1.50	4.31	2.45	2.66	2.01	0.53	7.12	9.80	2.32	1.26	5.25	0.00	3.28	0.00	2.88	5.48
106	1.48	3.39	2.45	2.61	2.03	0.66	7.09	7.81	1.96	1.36	4.12	0.00	3.68	0.00	3.44	4.30
107	1.52	3.60	2.45	2.62	2.01	0.55	7.09	8.33	2.11	1.36	4.35	0.00	3.60	0.00	3.52	4.56
108	2.42	6.45	2.52	2.47	1.87	0.92	6.86	16.39	2.15	1.40	8.65	0.00	5.20	0.00	3.36	8.34
109	1.60	3.47	2.46	2.57	1.98	0.74	7.01	8.28	2.03	1.48	4.24	0.00	4.06	0.00	3.76	4.41

Continuación de la Tabla 33

No.	CE	RAS _{original}	pk ₂ -pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{aj}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°	CaCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	MgCO ₃	Mg(HCO ₃) ₂	RAS _{Villafañe}
Muestras	(mS cm ⁻¹ =dS m ⁻¹)	Ec.	Tablas	Tabla	Tabla	Ec.	Ec.	Ec.	Tabla	Tabla	Ec	Sales Hipotéticas				
110	0.42	1.03	2.28	3.07	2.46	0.14	7.81	1.63	1.86	1.35	1.03	0.00	1.36	0.00	1.28	1.29
111	1.09	2.65	2.41	2.73	2.17	0.60	7.31	5.54	1.80	1.43	3.05	0.00	2.80	0.00	2.72	3.30
112	0.57	0.71	2.32	2.66	2.22	0.50	7.20	1.57	1.35	1.68	0.91	0.00	3.32	0.00	0.92	0.96
113	1.63	4.10	2.46	2.65	1.99	0.59	7.11	9.41	2.39	1.17	4.92	0.00	3.36	0.00	3.80	5.16
114	1.15	3.99	2.42	2.74	2.09	0.71	7.24	8.61	2.24	1.21	4.93	0.00	2.76	0.00	1.72	5.17
115	1.62	4.15	2.46	2.68	1.99	0.61	7.14	9.39	2.57	1.12	4.90	0.00	3.12	0.00	3.96	5.19
116	1.61	4.30	2.46	2.68	1.99	0.68	7.14	9.71	2.54	1.17	5.08	0.00	3.12	0.00	3.72	5.39
117	2.21	6.80	2.51	2.64	1.87	0.51	7.02	16.16	3.26	1.07	8.20	0.00	3.44	0.00	4.16	8.52
118	1.72	7.07	2.47	2.78	1.93	0.25	7.18	15.73	3.79	0.86	8.76	0.00	2.52	0.00	2.24	9.00
119	1.59	6.49	2.46	2.79	1.98	0.12	7.23	14.08	3.29	0.94	7.94	0.00	2.48	0.00	2.16	8.26
120	1.43	6.34	2.45	2.87	2.02	0.22	7.33	13.14	3.60	0.94	7.49	0.00	2.08	0.00	1.94	8.05
121	0.42	1.07	2.29	3.00	2.40	-0.11	7.68	1.84	1.85	1.23	1.14	0.00	1.58	0.00	1.12	1.37
122	1.40	5.11	2.45	2.82	2.00	0.75	7.27	10.88	3.43	0.94	5.98	0.00	2.28	0.00	2.68	6.41
123	0.53	1.52	2.31	2.90	2.32	0.52	7.54	2.84	1.83	1.35	1.69	0.00	1.92	0.00	1.10	1.98
124	0.33	1.24	2.25	3.16	2.54	0.10	7.96	1.79	1.85	1.30	1.19	0.00	1.14	0.00	0.69	1.61
125	0.13	1.22	2.13	4.16	3.13	-1.36	9.41	-0.02	3.29	0.85	0.81	0.00	0.21	0.00	0.31	1.51

En la tabla 33 se muestran los resultados obtenidos de las 4 formas diferentes con las que fue calculado el RAS, también se muestra el índice de salinidad efectiva, la clasificación de cada una de las muestras por cada uno de los diferentes métodos de cálculos del RAS se muestran en la Tabla 34.

Tabla 34 Clasificación de las aguas con el índice del RAS por cuatro métodos de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

No. Muestras	RAS_{original}	Clase	RAS°	Clase	RAS_{Villafañe}	Clase	RAS_{aj}	Clase
1	9.54	S3	11.03	S2	11.83	S2	20.06	S3
2	10.23	S3	12.29	S2	12.88	S2	22.21	S3
3	3.44	S1	3.77	S1	4.46	S1	5.96	S1
4	4.08	S1	4.95	S1	5.20	S1	8.93	S1
5	8.57	S3	10.06	S2	10.76	S2	17.90	S2
6	4.52	S2	5.25	S1	5.63	S1	9.85	S1
7	2.93	S1	3.29	S1	3.74	S1	5.43	S1
8	5.56	S2	6.44	S1	7.08	S1	10.75	S2
9	7.79	S3	9.18	S1	9.76	S1	16.79	S2
10	6.26	S2	7.31	S1	7.79	S1	13.70	S2
11	5.50	S2	6.53	S1	6.90	S1	12.44	S2
12	5.89	S2	6.81	S1	7.31	S1	12.63	S2
13	6.29	S2	7.34	S1	7.86	S1	13.47	S2
14	6.19	S2	7.20	S1	7.70	S1	13.51	S2
15	5.84	S2	7.03	S1	7.32	S1	13.80	S2
16	6.09	S2	7.58	S1	7.69	S1	15.08	S2
17	4.73	S2	6.20	S1	6.06	S1	12.15	S2
18	6.19	S2	7.16	S1	7.68	S1	13.65	S2
19	7.77	S3	9.52	S1	9.87	S1	17.54	S2
20	8.19	S3	9.79	S1	10.33	S2	17.79	S2
21	3.58	S1	3.97	S1	4.60	S1	6.51	S1
22	6.25	S2	7.29	S1	7.81	S1	13.40	S2
23	6.01	S2	6.92	S1	7.48	S1	12.88	S2
24	5.86	S2	6.77	S1	7.28	S1	12.54	S2
25	3.55	S1	3.91	S1	4.54	S1	6.40	S1
26	3.03	S1	3.33	S1	3.89	S1	5.45	S1
27	3.35	S1	3.76	S1	4.33	S1	6.10	S1
28	3.07	S1	3.33	S1	3.94	S1	5.43	S1
29	3.58	S1	3.83	S1	4.54	S1	6.20	S1
30	1.99	S1	2.49	S1	2.40	S1	4.51	S1
31	3.82	S1	4.27	S1	4.93	S1	6.99	S1
32	4.10	S1	4.62	S1	5.28	S1	7.78	S1
33	2.51	S1	2.75	S1	3.16	S1	4.79	S1
34	2.75	S1	2.98	S1	3.43	S1	5.07	S1
35	2.69	S1	2.96	S1	3.37	S1	5.01	S1
36	2.75	S1	3.03	S1	3.46	S1	5.23	S1
37	3.03	S1	3.34	S1	3.77	S1	5.73	S1
38	4.31	S1	4.45	S1	5.27	S1	6.85	S1
39	3.96	S1	4.15	S1	4.84	S1	6.63	S1
40	4.14	S1	4.29	S1	5.06	S1	6.70	S1

Continuación de la Tabla 34

No. Muestras	RAS_{original}	Clase	RAS°	Clase	RAS_{Villafañe}	Clase	RAS_{aj}	Clase
41	3.95	S1	4.14	S1	4.82	S1	6.57	S1
42	4.62	S2	5.29	S1	5.80	S1	9.17	S1
43	1.45	S1	1.13	S1	1.77	S1	0.29	S1
44	1.07	S1	1.13	S1	1.41	S1	1.80	S1
45	4.56	S2	4.92	S1	5.57	S1	8.40	S1
46	0.55	S1	0.60	S1	0.72	S1	1.02	S1
47	4.60	S2	5.39	S1	5.81	S1	9.58	S1
48	4.32	S2	4.98	S1	5.45	S1	9.03	S1
49	3.71	S1	4.33	S1	4.67	S1	7.92	S1
50	4.10	S1	4.63	S1	5.13	S1	8.03	S1
51	4.42	S2	4.78	S1	5.42	S1	8.02	S1
52	4.53	S2	5.00	S1	5.64	S1	8.65	S1
53	4.17	S1	4.85	S1	5.28	S1	8.60	S1
54	3.73	S1	4.41	S1	4.74	S1	7.88	S1
55	4.00	S2	4.98	S1	5.08	S1	9.51	S1
56	6.96	S3	8.62	S1	8.74	S1	17.28	S2
57	3.63	S1	4.43	S1	4.59	S1	8.63	S1
58	3.65	S1	4.48	S1	4.63	S1	8.71	S1
59	4.53	S2	5.86	S1	6.20	S1	11.27	S2
60	4.41	S2	5.46	S1	6.13	S1	10.43	S2
61	0.37	S1	0.46	S1	0.49	S1	0.79	S1
62	3.76	S1	4.79	S1	4.84	S1	8.85	S1
63	1.16	S1	1.38	S1	1.54	S1	2.25	S1
64	3.44	S1	4.23	S1	4.37	S1	7.97	S1
65	3.39	S1	4.12	S1	4.23	S1	7.83	S1
66	3.46	S1	4.25	S1	4.40	S1	8.06	S1
67	4.03	S2	5.23	S1	5.17	S1	9.88	S1
68	2.74	S1	2.87	S1	3.49	S1	4.64	S1
69	1.89	S1	2.07	S1	2.43	S1	3.49	S1
70	4.10	S1	4.81	S1	5.23	S1	8.39	S1
71	2.59	S1	2.84	S1	3.25	S1	4.92	S1
72	4.75	S2	5.48	S1	6.02	S1	9.31	S1
73	2.12	S1	2.55	S1	2.73	S1	4.52	S1
74	4.61	S2	5.34	S1	6.47	S1	9.28	S1
75	7.94	S3	10.02	S2	10.08	S2	18.97	S3
76	3.53	S1	4.34	S1	4.49	S1	8.32	S1
77	3.62	S1	4.38	S1	4.58	S1	8.42	S1
78	20.02	S4	22.69	S3	24.76	S3	38.85	S4
79	3.43	S1	4.23	S1	4.32	S1	8.08	S1
80	3.47	S1	4.32	S1	4.41	S1	8.29	S1
81	3.49	S1	4.15	S1	4.31	S1	8.01	S1
82	7.64	S3	9.48	S1	9.71	S1	17.92	S2
83	3.40	S1	4.11	S1	4.29	S1	8.05	S1
84	3.47	S1	4.26	S1	4.41	S1	8.23	S1

Continuación de la Tabla 34

No. Muestras	RAS_{original}	Clase	RAS°	Clase	RAS_{Villafañe}	Clase	RAS_{aj}	Clase
85	8.16	S3	10.26	S2	10.39	S2	19.09	S3
86	9.82	S3	11.96	S2	12.39	S2	21.76	S3
87	4.30	S2	5.40	S1	5.50	S1	10.06	S2
88	6.70	S3	8.81	S1	8.61	S1	16.84	S2
89	6.19	S2	7.50	S1	7.91	S1	13.90	S2
90	6.40	S2	7.89	S1	8.23	S1	14.43	S2
91	7.17	S3	9.14	S1	9.15	S1	17.42	S2
92	6.26	S2	8.61	S1	8.16	S1	15.80	S2
93	6.51	S2	8.79	S1	8.42	S1	16.37	S2
94	7.89	S3	9.83	S1	9.99	S1	18.33	S3
95	4.13	S2	5.07	S1	5.26	S1	9.32	S1
96	7.02	S3	9.55	S1	9.11	S1	17.21	S2
97	6.36	S2	7.98	S1	8.13	S1	14.33	S2
98	6.48	S2	8.38	S1	8.29	S1	16.19	S2
99	7.72	S3	10.28	S2	10.00	S2	18.69	S3
100	6.98	S3	9.34	S1	9.03	S1	17.10	S2
101	7.31	S3	9.33	S1	9.34	S1	17.38	S2
102	7.07	S3	9.10	S1	9.04	S1	16.77	S2
103	7.06	S3	9.04	S1	9.02	S1	16.56	S2
104	3.98	S2	4.94	S1	5.08	S1	9.29	S1
105	4.31	S2	5.25	S1	5.48	S1	9.80	S1
106	3.39	S1	4.12	S1	4.30	S1	7.81	S1
107	3.60	S1	4.35	S1	4.56	S1	8.33	S1
108	6.45	S2	8.65	S1	8.34	S1	16.39	S2
109	3.47	S1	4.24	S1	4.41	S1	8.28	S1
110	1.03	S1	1.03	S1	1.29	S1	1.63	S1
111	2.65	S1	3.05	S1	3.30	S1	5.54	S1
112	0.71	S1	0.91	S1	0.96	S1	1.57	S1
113	4.10	S2	4.92	S1	5.16	S1	9.41	S1
114	3.99	S1	4.93	S1	5.17	S1	8.61	S1
115	4.15	S2	4.90	S1	5.19	S1	9.39	S1
116	4.30	S2	5.08	S1	5.39	S1	9.71	S1
117	6.80	S3	8.20	S1	8.52	S1	16.16	S2
118	7.07	S2	8.76	S1	9.00	S1	15.73	S2
119	6.49	S2	7.94	S1	8.26	S1	14.08	S2
120	6.34	S2	7.49	S1	8.05	S1	13.14	S2
121	1.07	S1	1.14	S1	1.37	S1	1.84	S1
122	5.11	S2	5.98	S1	6.41	S1	10.88	S2
123	1.52	S1	1.69	S1	1.98	S1	2.84	S1
124	1.24	S1	1.19	S1	1.61	S1	1.79	S1
125	1.22	S1	0.81	S1	1.51	S1	0.00	S1

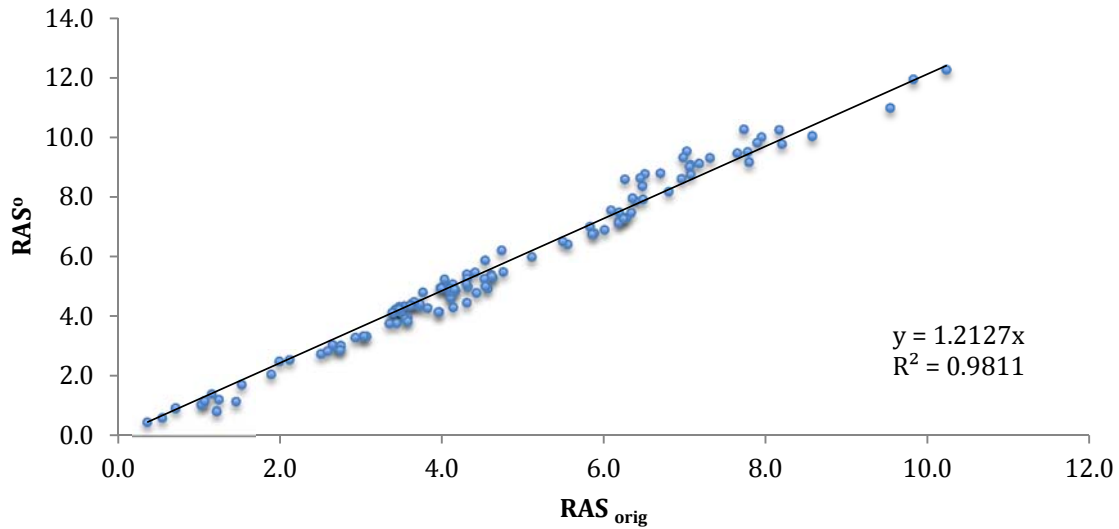


Figura 30 Relación entre el RAS_{orig} y RAS° de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En la Figura 30 se muestra la relación que existe entre el RAS_{orig} y el RAS° , la cual muestra una pendiente de 1.2, lo que quiere decir que no hay mucha diferencia entre estas dos formas de calcular el RAS, se omitieron los valores de la muestra numero 78 debido a que corresponde a un sistema de drenaje lo cual no es consistente dentro de la red hidrográfica que se está estudiando, el valor que fue omitido para el RAS° fue de 22.6.

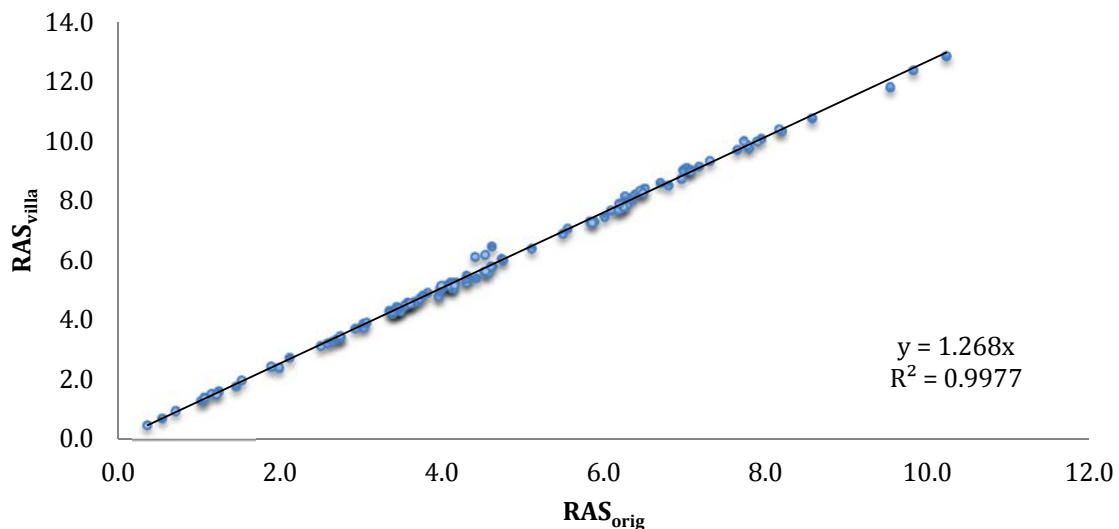


Figura 31 Relación entre el RAS_{orig} y $RAS_{villafene}$ de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

La figura 31 muestra dos formas muy diferentes de calcular el RAS, por el eje de las X se está considerando el RAS_{orig} que corresponde a la que es recomendada por Richard

(1973) considerando a los cationes de Calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) en un comportamiento similar y por el eje de las Y se muestra el $\text{RAS}_{\text{villafañe}}$ que hace las mismas consideraciones pero restando las concentraciones de carbonato y bicarbonato de calcio y magnesio, considerando su solubilidad de acuerdo a la solubilidad de las sales hipotéticas, aun así esta relación de estas consideraciones la pendiente se encuentra en 1.2, muy similar a la de la Figura 30. En esta relación también se omitió el valor del punto de muestreo 78 debido a que como se mencionó anteriormente es de un sistema de drenaje, este valor fue de: 24.76.

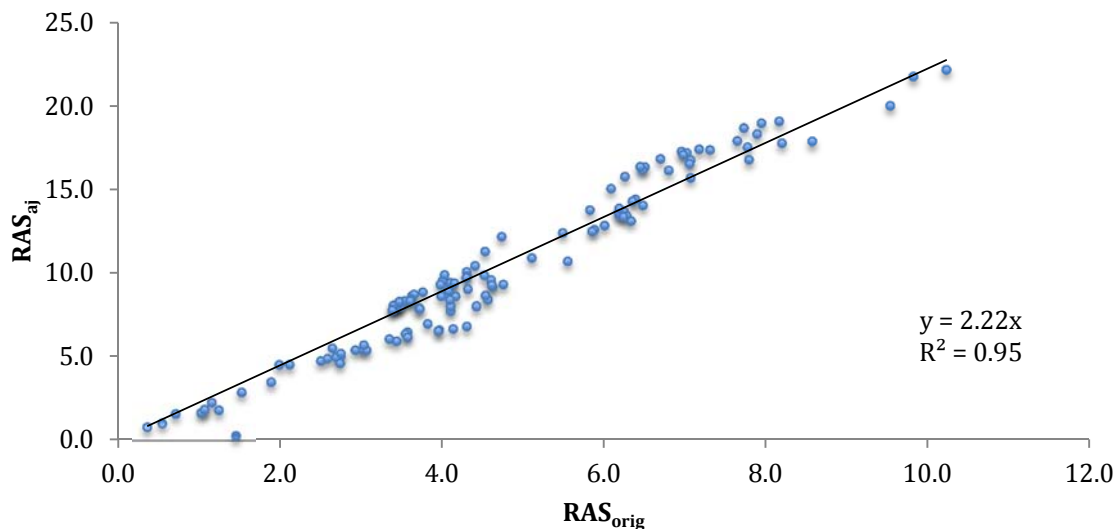


Figura 32 Relación entre el RAS_{orig} y RAS_{aj} de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

La Figura 32 muestra la relaciones entre el RAS_{orig} y el RAS_{aj} ambos propuestas por Richard y colaboradores en 1973 y 1976 respectivamente, por el eje de las X esta la RAS_{orig} y por el eje de las Y es la misma ecuación, modificada en 1976 con un un factor que considera el RAS_{orig} , más un valor de 8.4 y restándole un pHc que corresponde a un pH del agua en contacto con el calcio que se encuentra en equilibrio con el CO_2 en suelo, el cual muestra una pendiente de 2.22, esto se debe a que la forma de calcular el RAS_{adj} sobreestima la peligrosidad de sodio. Como se mencionó anteriormente el valor del punto de muestreo 78 se descartó de esta evaluación que en el RAS_{aj} fue de 38.85.

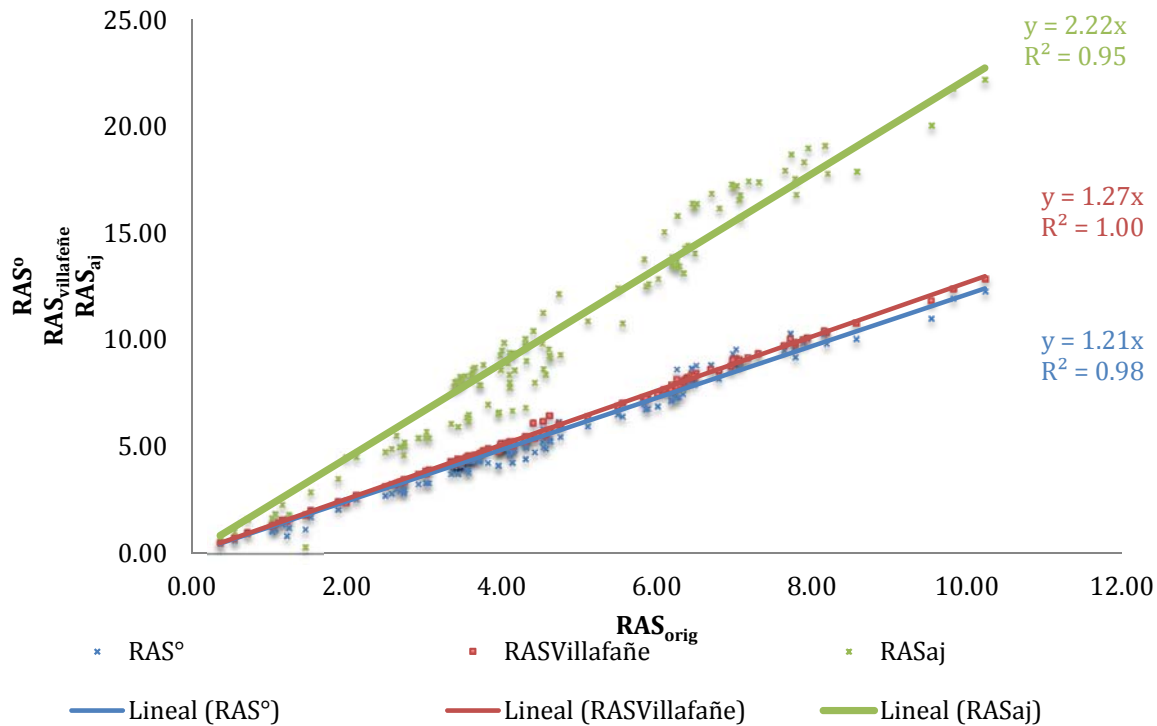


Figura 33 Relación del RAS_{orig} Vs RAS_{mod}, RAS_{villafañe} y RAS_{aj} de los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En la Figura 33 se muestran las relaciones que existe entre el RAS_{orig} y Las otras 3 formas de calcular el RAS, descartando el valor del punto de muestreo 78, que corresponde a un sistema de drenaje agrícola el cual no corresponde a la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo, esto se hizo para que el análisis de las líneas de tendencia fuera más exacta. Se muestra una pendiente de casi uno en el RAS^o y RAS_{villafañe} y como se mencionó anteriormente el RAS_{aj} con una pendiente de 2.22, esta diferencia es debido a que el RAS_{aj} sobre estima el peligro de sodicidad.

De acuerdo a los datos mostrados en la Tabla 34 la clasificación de las aguas con el RAS original, solo 2 muestras difirieron de las demás una fue clasificada como S3, este tipo de agua puede producir niveles tóxicos de sodio intercambiable en la mayor parte de los suelos, por lo que se necesitará un manejo especial. La otra fue clasificada como S2 este tipo de aguas depende mucho del tipo de la textura del suelo, en texturas finas el sodio representa un peligro considerable, más aún si dichos suelos poseen un alta capacidad de intercambio catiónico. Las otras aguas fueron clasificadas como S1, esta agua se pueden usar para riego en la mayoría de los suelos con pocos problemas de sodicidad, solo en algunos cultivos que sean sensibles a las acumulaciones de sodio, ya que se pueden acumular cantidades considerables para este tipo de cultivos.

El RAS° (RAS modificado), el 93.6 por ciento de los puntos de muestreo son aguas de baja probabilidad que exista sodio intercambiable, el 5.6 por ciento son aguas de concentración media en sodio por lo cual solo presentarían problemas si no hay lavados y solo una muestra que representa el 0.8 por ciento como agua alta en sodio, pero debido a que esta agua fue tomada de un dren de la zona no hay problema, ya que no se utilizará para riego.

La clasificación del RAS_{Villafañe} Como se menciona anteriormente esta clasificación se realiza de acuerdo a la solubilidad de las sales hipotéticas, de acuerdo a la tabla 34 solo 8 muestras son clasificadas como S3, estas solo representan el 6.4 por ciento las cuales hay que tener cuidado en suelos con alto potencial de intercambio catiónico, en caso de ser así se recomiendan lavados intermitentes ciento dieciséis aguas fueron clasificadas como S1, lo cual son aptas para el riego, para casi todo tipo de suelos y solo hay que tener cuidado con los cultivos que sean sensibles al sodio como es el caso de algunos frutales sensibles.

La clasificación del RAS_{adj} es la que tiene más variación de acuerdo a la clasificación que es recomendada por Richard (1978), presenta una muestra con una clasificación de S4 esta agua son muy altas en sodio, su uso es inadecuado para el riego, excepto cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo, ya que la solución del suelo puede disolver buen porcentaje de calcio en suelos calcáreos, de esta manera puede disminuir considerablemente el peligro por el sodio. Solo 7 son aguas altas en sodio esta agua pueden producir niveles tóxicos de sodio intercambiable en la mayoría de los suelos, para poder utilizar esta agua se necesitan prácticas de manejo; 41 muestras están clasificadas como S2 son aguas consideradas como bajas en sodio y 76 son clasificadas como S1 esta agua no tienen problema para su uso en el riego para casi todos los cultivos a excepción de unos que sean muy sensibles al sodio, ya que con el tiempo se puede acumular sodio que llegue a niveles perjudiciales para estos cultivos.

La figura 29 es el diagrama para la clasificación de las aguas de riego este diagrama muestra las líneas de RAS que intersectan con las líneas de la CE con una pendiente negativa, esto lo hace para poder tomar en cuenta la dependencia del peligro del sodio, de la concentración total. Este sistema, por el cual aguas con un RAS constante se le atribuye un mayor peligro de sodio al aumentar la concentración total, es arbitrario y tentativo, pero parece estar bien apoyado en observaciones de campo y de laboratorio.

Para usar el diagrama es necesario conocer la conductividad eléctrica y las concentraciones de sodio, calcio y magnesio del agua.

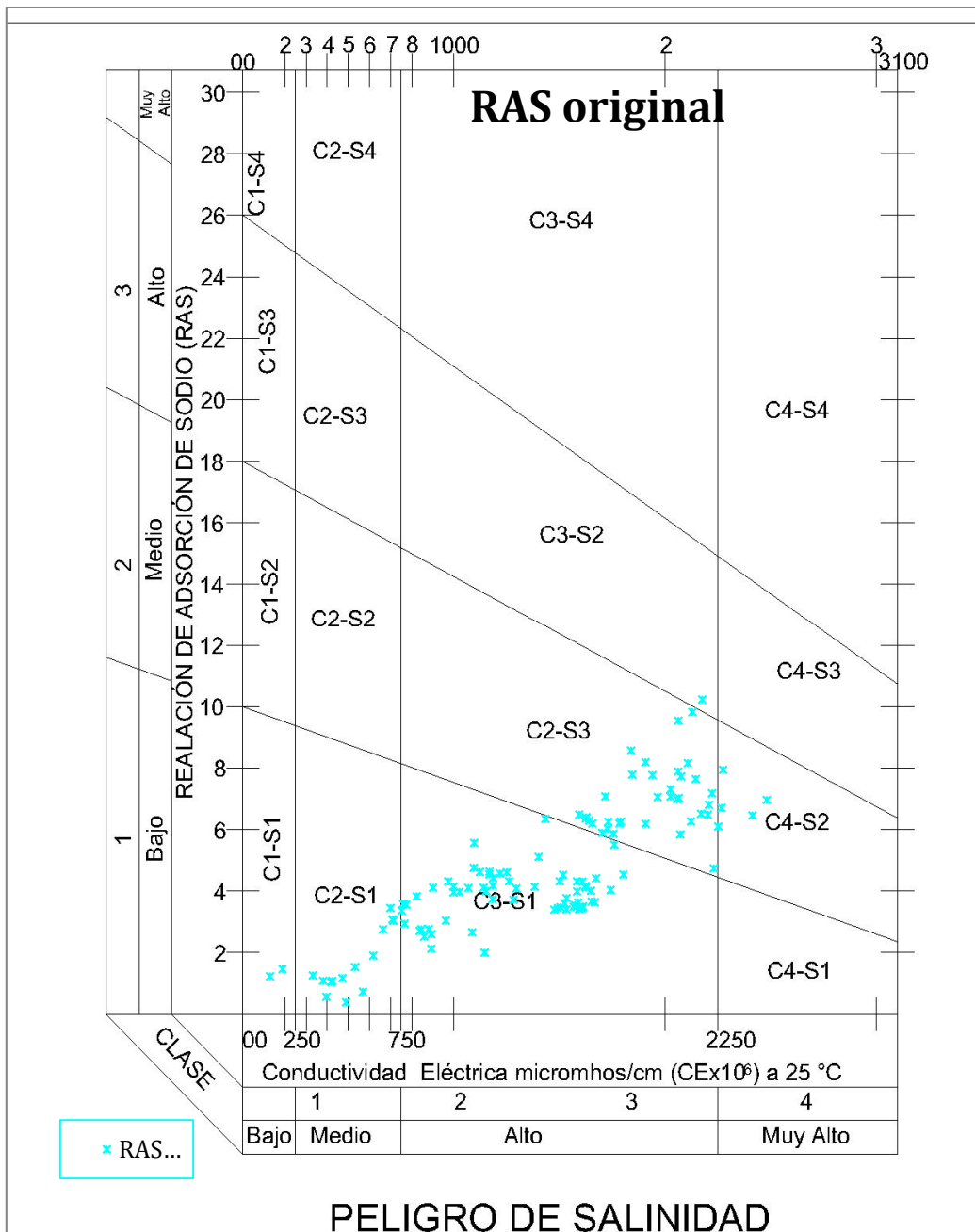


Figura 34 Clasificación de las aguas de riego de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS_{original}

La Figura 34 fue elaborada de los datos obtenidos de la tabla 35, muestra la clasificación de los puntos de muestreo de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el método de RAS_{orig} y su relación con la conductividad eléctrica utilizando el diagrama propuesto por Richard (1973).

Tabla 35 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su RAS_{orig} y su Conductividad Eléctrica.

No Muestra	CE (μSm^{-1})	RAS _{orig}	Clasificación	No Muestra	CE (μSm^{-1})	RAS _{orig}	Clasificación
1	2064	9.54	C.3-S3	64	1493	3.44	C.3-S1
2	2177	10.23	C.3-S3	65	1533	3.39	C.3-S1
3	700	3.44	C.2-S1	66	1505	3.46	C.3-S1
4	1296	4.08	C.3-S1	67	1743	4.03	C.3-S2
5	1840	8.57	C.3-S3	68	665	2.74	C.2-S1
6	1518	4.52	C.3-S2	69	618	1.89	C.2-S1
7	767	2.93	C.3-S1	70	1069	4.1	C.3-S1
8	1096	5.56	C.3-S2	71	894	2.59	C.3-S1
9	1845	7.79	C.3-S3	72	1095	4.75	C.3-S2
10	1791	6.26	C.3-S2	73	893	2.12	C.3-S1
11	1761	5.5	C.3-S2	74	1124	4.61	C.3-S2
12	1703	5.89	C.3-S2	75	2276	7.94	C.4-S3
13	1642	6.29	C.3-S2	76	1573	3.53	C.3-S1
14	1785	6.19	C.3-S2	77	1589	3.62	C.3-S1
15	2073	5.84	C.3-S2	78	3016	20.02	C.4-S4
16	2253	6.09	C.4-S2	79	1608	3.43	C.3-S1
17	2232	4.73	C.3-S2	80	1608	3.47	C.3-S1
18	1908	6.19	C.3-S2	81	1612	3.49	C.3-S1
19	1941	7.77	C.3-S3	82	2146	7.64	C.3-S3
20	1908	8.19	C.3-S3	83	1594	3.4	C.3-S1
21	762	3.58	C.3-S1	84	1568	3.47	C.3-S1
22	1732	6.25	C.3-S2	85	2109	8.16	C.3-S3
23	1730	6.01	C.3-S2	86	2130	9.82	C.3-S3
24	1756	5.86	C.3-S2	87	1584	4.3	C.3-S2
25	775	3.55	C.3-S1	88	2269	6.7	C.4-S3
26	714	3.03	C.2-S1	89	1657	6.19	C.3-S2
27	753	3.35	C.2-S1	90	1627	6.4	C.3-S2
28	709	3.07	C.2-S1	91	2224	7.17	C.3-S3
29	760	3.58	C.3-S1	92	2124	6.26	C.3-S2
30	1146	1.99	C.3-S1	93	2172	6.51	C.3-S2
31	824	3.82	C.3-S1	94	2063	7.89	C.3-S3
32	902	4.1	C.3-S1	95	1383	4.13	C.3-S2
33	860	2.51	C.3-S1	96	2066	7.02	C.3-S3
34	846	2.75	C.3-S1	97	1626	6.36	C.3-S2
35	839	2.69	C.3-S1	98	2203	6.48	C.3-S2
36	881	2.75	C.3-S1	99	2077	7.72	C.3-S3
37	962	3.03	C.3-S1	100	2058	6.98	C.3-S3
38	973	4.31	C.3-S1	101	2027	7.31	C.3-S3

Continuación de la Tabla 35

No Muestra	CE (μSm^{-1})	RAS _{orig}	Clasificación	No Muestra	CE (μSm^{-1})	RAS _{orig}	Clasificación
39	1027	3.96	C.3-S1	102	2027	7.07	C.3-S3
40	998	4.14	C.3-S1	103	1966	7.06	C.3-S3
41	999	3.95	C.3-S1	104	1584	3.98	C.3-S2
42	1169	4.62	C.3-S2	105	1502	4.31	C.3-S2
43	188	1.45	C.1-S1	106	1476	3.39	C.3-S1
44	381	1.07	C.2-S1	107	1523	3.6	C.3-S1
45	1219	4.56	C.3-S2	108	2415	6.45	C.4-S2
46	396	0.55	C.2-S1	109	1601	3.47	C.3-S1
47	1251	4.6	C.3-S2	110	420	1.03	C.2-S1
48	1262	4.32	C.3-S2	111	1087	2.65	C.3-S1
49	1283	3.71	C.3-S1	112	569	0.71	C.2-S1
50	1141	4.1	C.3-S1	113	1626	4.1	C.3-S2
51	1186	4.42	C.3-S2	114	1153	3.99	C.3-S1
52	1168	4.53	C.3-S2	115	1623	4.15	C.3-S2
53	1185	4.17	C.3-S1	116	1609	4.3	C.3-S2
54	1183	3.73	C.3-S1	117	2209	6.8	C.3-S3
55	1650	4	C.3-S2	118	1718	7.07	C.3-S2
56	2483	6.96	C.4-S3	119	1594	6.49	C.3-S2
57	1668	3.63	C.3-S1	120	1434	6.34	C.3-S2
58	1653	3.65	C.3-S1	121	424	1.07	C.2-S1
59	1804	4.53	C.3-S2	122	1402	5.11	C.3-S2
60	1674	4.41	C.3-S2	123	532	1.52	C.2-S1
61	489	0.37	C.2-S1	124	332	1.24	C.2-S1
62	1534	3.76	C.3-S1	125	129	1.22	C.1-S1
63	472	1.16	C.2-S1				

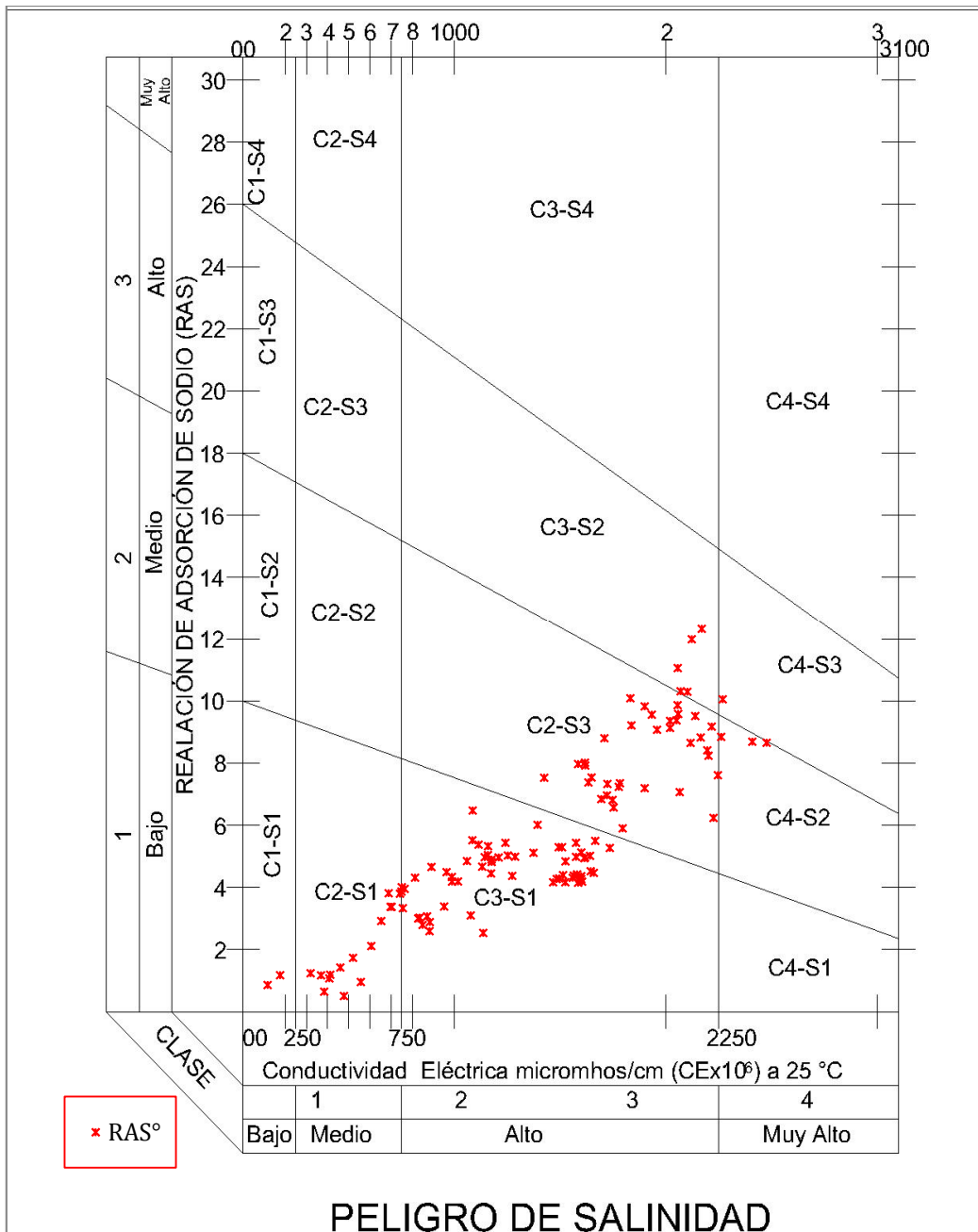


Figura 35 Clasificación de las aguas de riego de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS°

La Figura 35 fue elaborada de los datos obtenidos de la tabla 36, muestra la clasificación de los puntos de muestreo de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el método de RAS° y su relación con la conductividad eléctrica utilizando el diagrama propuesto por Richard.

Tabla 36 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su RASo y su Conductividad Eléctrica.

No.	CE (μSm^{-1})	RAS°	Clasificación	No.	CE (μSm^{-1})	RAS°	Clasificación
1	2064	11.03	C.3-S2	64	1493	4.23	C.3-S1
2	2177	12.29	C.3-S2	65	1533	4.12	C.3-S1
3	700	3.77	C.2-S1	66	1505	4.25	C.3-S1
4	1296	4.95	C.3-S1	67	1743	5.23	C.3-S1
5	1840	10.06	C.3-S2	68	665	2.87	C.2-S1
6	1518	5.25	C.3-S1	69	618	2.07	C.2-S1
7	767	3.29	C.3-S1	70	1069	4.81	C.3-S1
8	1096	6.44	C.3-S1	71	894	2.84	C.3-S1
9	1845	9.18	C.3-S1	72	1095	5.48	C.3-S1
10	1791	7.31	C.3-S1	73	893	2.55	C.3-S1
11	1761	6.53	C.3-S1	74	1124	5.34	C.3-S1
12	1703	6.81	C.3-S1	75	2276	10.02	C.4-S2
13	1642	7.34	C.3-S1	76	1573	4.34	C.3-S1
14	1785	7.2	C.3-S1	77	1589	4.38	C.3-S1
15	2073	7.03	C.3-S1	78	3016	22.69	C.4-S3
16	2253	7.58	C.4-S1	79	1608	4.23	C.3-S1
17	2232	6.2	C.3-S1	80	1608	4.32	C.3-S1
18	1908	7.16	C.3-S1	81	1612	4.15	C.3-S1
19	1941	9.52	C.3-S1	82	2146	9.48	C.3-S1
20	1908	9.79	C.3-S1	83	1594	4.11	C.3-S1
21	762	3.97	C.3-S1	84	1568	4.26	C.3-S1
22	1732	7.29	C.3-S1	85	2109	10.26	C.3-S2
23	1730	6.92	C.3-S1	86	2130	11.96	C.3-S2
24	1756	6.77	C.3-S1	87	1584	5.4	C.3-S1
25	775	3.91	C.3-S1	88	2269	8.81	C.4-S1
26	714	3.33	C.2-S1	89	1657	7.5	C.3-S1
27	753	3.76	C.2-S1	90	1627	7.89	C.3-S1
28	709	3.33	C.2-S1	91	2224	9.14	C.3-S1
29	760	3.83	C.3-S1	92	2124	8.61	C.3-S1
30	1146	2.49	C.3-S1	93	2172	8.79	C.3-S1
31	824	4.27	C.3-S1	94	2063	9.83	C.3-S1
32	902	4.62	C.3-S1	95	1383	5.07	C.3-S1
33	860	2.75	C.3-S1	96	2066	9.55	C.3-S1
34	846	2.98	C.3-S1	97	1626	7.98	C.3-S1
35	839	2.96	C.3-S1	98	2203	8.38	C.3-S1
36	881	3.03	C.3-S1	99	2077	10.28	C.3-S2

Continuación de la Tabla 36

No.	CE (μSm^{-1})	RAS°	Clasificación	No.	CE (μSm^{-1})	RAS°	Clasificación
37	962	3.34	C.3-S1	100	2058	9.34	C.3-S1
38	973	4.45	C.3-S1	101	2027	9.33	C.3-S1
39	1027	4.15	C.3-S1	102	2027	9.1	C.3-S1
40	998	4.29	C.3-S1	103	1966	9.04	C.3-S1
41	999	4.14	C.3-S1	104	1584	4.94	C.3-S1
42	1169	5.29	C.3-S1	105	1502	5.25	C.3-S1
43	188	1.13	C.1-S1	106	1476	4.12	C.3-S1
44	381	1.13	C.2-S1	107	1523	4.35	C.3-S1
45	1219	4.92	C.3-S1	108	2415	8.65	C.4-S1
46	396	0.6	C.2-S1	109	1601	4.24	C.3-S1
47	1251	5.39	C.3-S1	110	420	1.03	C.2-S1
48	1262	4.98	C.3-S1	111	1087	3.05	C.3-S1
49	1283	4.33	C.3-S1	112	569	0.91	C.2-S1
50	1141	4.63	C.3-S1	113	1626	4.92	C.3-S1
51	1186	4.78	C.3-S1	114	1153	4.93	C.3-S1
52	1168	5	C.3-S1	115	1623	4.9	C.3-S1
53	1185	4.85	C.3-S1	116	1609	5.08	C.3-S1
54	1183	4.41	C.3-S1	117	2209	8.2	C.3-S1
55	1650	4.98	C.3-S1	118	1718	8.76	C.3-S1
56	2483	8.62	C.4-S1	119	1594	7.94	C.3-S1
57	1668	4.43	C.3-S1	120	1434	7.49	C.3-S1
58	1653	4.48	C.3-S1	121	424	1.14	C.2-S1
59	1804	5.86	C.3-S1	122	1402	5.98	C.3-S1
60	1674	5.46	C.3-S1	123	532	1.69	C.2-S1
61	489	0.46	C.2-S1	124	332	1.19	C.2-S1
62	1534	4.79	C.3-S1	125	129	0.81	C.1-S1
63	472	1.38	C.2-S1				

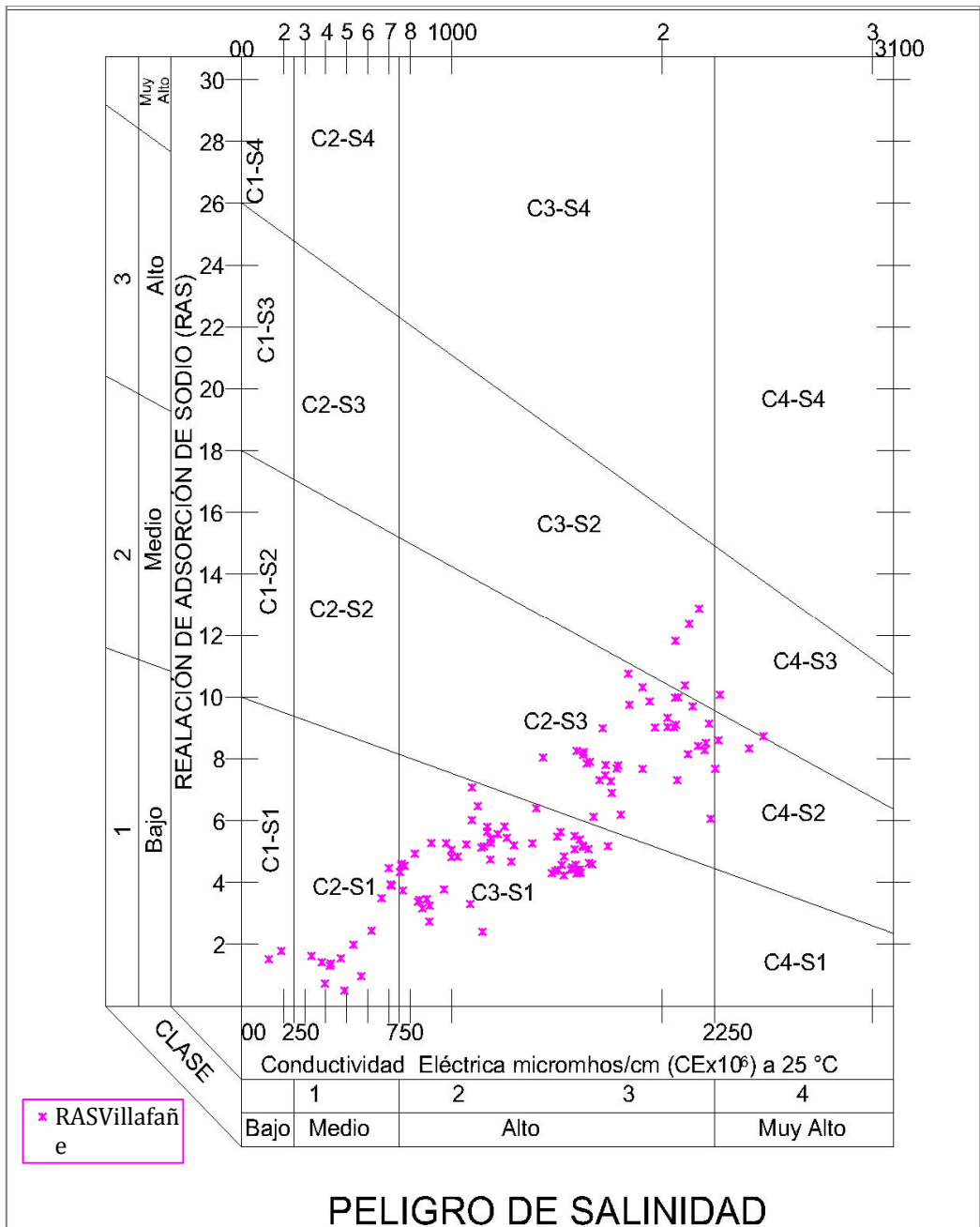


Figura 36 Clasificación de las aguas de riego de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RASvillafañe.

La Figura 36 fue elaborada de los datos obtenidos de la tabla 37, muestra la clasificación de los puntos de muestreo de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el método de RASvillafañe y su relación con la conductividad eléctrica utilizando el diagrama propuesto por Richard.

Tabla 37 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su RAS_{Villa} y su Conductividad Eléctrica.

No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{Villa}	Clasificación	No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{Villa}	Clasificación
1	2064	11.83	C.3-S2	64	1493	4.37	C.3-S1
2	2177	12.88	C.3-S2	65	1533	4.23	C.3-S1
3	700	4.46	C.2-S1	66	1505	4.4	C.3-S1
4	1296	5.2	C.3-S1	67	1743	5.17	C.3-S1
5	1840	10.76	C.3-S2	68	665	3.49	C.2-S1
6	1518	5.63	C.3-S1	69	618	2.43	C.2-S1
7	767	3.74	C.3-S1	70	1069	5.23	C.3-S1
8	1096	7.08	C.3-S1	71	894	3.25	C.3-S1
9	1845	9.76	C.3-S1	72	1095	6.02	C.3-S1
10	1791	7.79	C.3-S1	73	893	2.73	C.3-S1
11	1761	6.9	C.3-S1	74	1124	6.47	C.3-S1
12	1703	7.31	C.3-S1	75	2276	10.08	C.4-S2
13	1642	7.86	C.3-S1	76	1573	4.49	C.3-S1
14	1785	7.7	C.3-S1	77	1589	4.58	C.3-S1
15	2073	7.32	C.3-S1	78	3016	24.76	C.4-S3
16	2253	7.69	C.4-S1	79	1608	4.32	C.3-S1
17	2232	6.06	C.3-S1	80	1608	4.41	C.3-S1
18	1908	7.68	C.3-S1	81	1612	4.31	C.3-S1
19	1941	9.87	C.3-S1	82	2146	9.71	C.3-S1
20	1908	10.33	C.3-S2	83	1594	4.29	C.3-S1
21	762	4.6	C.3-S1	84	1568	4.41	C.3-S1
22	1732	7.81	C.3-S1	85	2109	10.39	C.3-S2
23	1730	7.48	C.3-S1	86	2130	12.39	C.3-S2
24	1756	7.28	C.3-S1	87	1584	5.5	C.3-S1
25	775	4.54	C.3-S1	88	2269	8.61	C.4-S1
26	714	3.89	C.2-S1	89	1657	7.91	C.3-S1
27	753	4.33	C.2-S1	90	1627	8.23	C.3-S1
28	709	3.94	C.2-S1	91	2224	9.15	C.3-S1
29	760	4.54	C.3-S1	92	2124	8.16	C.3-S1
30	1146	2.4	C.3-S1	93	2172	8.42	C.3-S1
31	824	4.93	C.3-S1	94	2063	9.99	C.3-S1
32	902	5.28	C.3-S1	95	1383	5.26	C.3-S1
33	860	3.16	C.3-S1	96	2066	9.11	C.3-S1
34	846	3.43	C.3-S1	97	1626	8.13	C.3-S1
35	839	3.37	C.3-S1	98	2203	8.29	C.3-S1
36	881	3.46	C.3-S1	99	2077	10	C.3-S2

Continuación Tabla 37

No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{Villa}	Clasificación	No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{Villa}	Clasificación
37	962	3.77	C.3-S1	100	2058	9.03	C.3-S1
38	973	5.27	C.3-S1	101	2027	9.34	C.3-S1
39	1027	4.84	C.3-S1	102	2027	9.04	C.3-S1
40	998	5.06	C.3-S1	103	1966	9.02	C.3-S1
41	999	4.82	C.3-S1	104	1584	5.08	C.3-S1
42	1169	5.8	C.3-S1	105	1502	5.48	C.3-S1
43	188	1.77	C.1-S1	106	1476	4.3	C.3-S1
44	381	1.41	C.2-S1	107	1523	4.56	C.3-S1
45	1219	5.57	C.3-S1	108	2415	8.34	C.4-S1
46	396	0.72	C.2-S1	109	1601	4.41	C.3-S1
47	1251	5.81	C.3-S1	110	420	1.29	C.2-S1
48	1262	5.45	C.3-S1	111	1087	3.3	C.3-S1
49	1283	4.67	C.3-S1	112	569	0.96	C.2-S1
50	1141	5.13	C.3-S1	113	1626	5.16	C.3-S1
51	1186	5.42	C.3-S1	114	1153	5.17	C.3-S1
52	1168	5.64	C.3-S1	115	1623	5.19	C.3-S1
53	1185	5.28	C.3-S1	116	1609	5.39	C.3-S1
54	1183	4.74	C.3-S1	117	2209	8.52	C.3-S1
55	1650	5.08	C.3-S1	118	1718	9	C.3-S1
56	2483	8.74	C.4-S1	119	1594	8.26	C.3-S1
57	1668	4.59	C.3-S1	120	1434	8.05	C.3-S1
58	1653	4.63	C.3-S1	121	424	1.37	C.2-S1
59	1804	6.2	C.3-S1	122	1402	6.41	C.3-S1
60	1674	6.13	C.3-S1	123	532	1.98	C.2-S1
61	489	0.49	C.2-S1	124	332	1.61	C.2-S1
62	1534	4.84	C.3-S1	125	129	1.51	C.1-S1
63	472	1.54	C.2-S1				

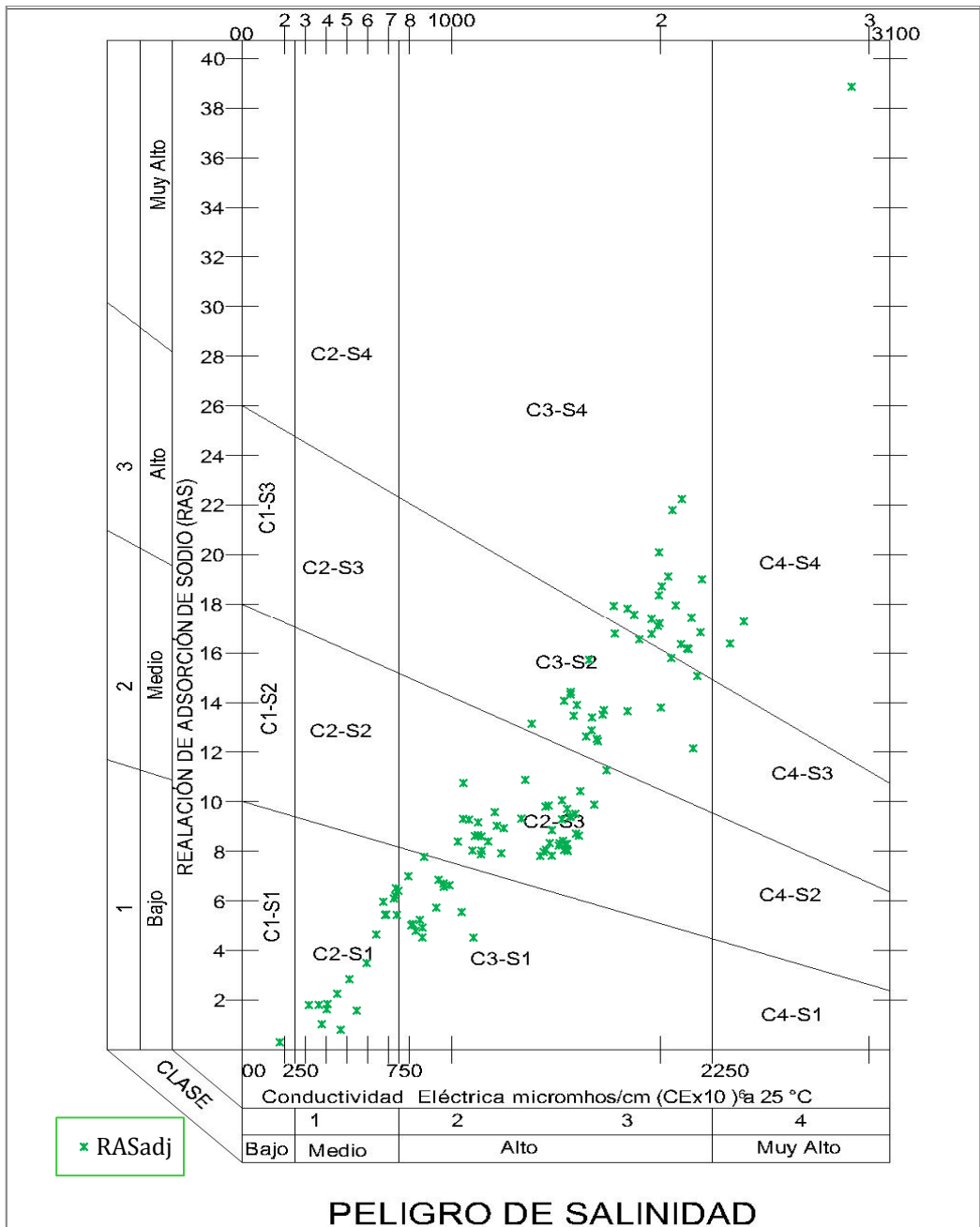


Figura 37 Clasificación de las aguas de riego de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el diagrama para la clasificación de las aguas de riego utilizando el RAS_{adj}

La Figura 33 fue elaborada de los datos obtenidos de la tabla 38, muestra la clasificación de los puntos de muestreo de la red hidrología del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo por el método de RAS_{aj} y su relación con la conductividad eléctrica utilizando el diagrama propuesto por Richard.

Tabla 38 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su RAS_{aj} y su Conductividad Eléctrica.

No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{aj}	Clasificación	No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{aj}	Clasificación
1	2064	20.06	C.3-S3	64	1493	7.97	C.3-S1
2	2177	22.21	C.3-S3	65	1533	7.83	C.3-S1
3	700	5.96	C.2-S1	66	1505	8.06	C.3-S1
4	1296	8.93	C.3-S1	67	1743	9.88	C.3-S1
5	1840	17.9	C.3-S2	68	665	4.64	C.2-S1
6	1518	9.85	C.3-S1	69	618	3.49	C.2-S1
7	767	5.43	C.3-S1	70	1069	8.39	C.3-S1
8	1096	10.75	C.3-S2	71	894	4.92	C.3-S1
9	1845	16.79	C.3-S2	72	1095	9.31	C.3-S1
10	1791	13.7	C.3-S2	73	893	4.52	C.3-S1
11	1761	12.44	C.3-S2	74	1124	9.28	C.3-S1
12	1703	12.63	C.3-S2	75	2276	18.97	C.4-S3
13	1642	13.47	C.3-S2	76	1573	8.32	C.3-S1
14	1785	13.51	C.3-S2	77	1589	8.42	C.3-S1
15	2073	13.8	C.3-S2	78	3016	38.85	C.4-S4
16	2253	15.08	C.4-S2	79	1608	8.08	C.3-S1
17	2232	12.15	C.3-S2	80	1608	8.29	C.3-S1
18	1908	13.65	C.3-S2	81	1612	8.01	C.3-S1
19	1941	17.54	C.3-S2	82	2146	17.92	C.3-S2
20	1908	17.79	C.3-S2	83	1594	8.05	C.3-S1
21	762	6.51	C.3-S1	84	1568	8.23	C.3-S1
22	1732	13.4	C.3-S2	85	2109	19.09	C.3-S3
23	1730	12.88	C.3-S2	86	2130	21.76	C.3-S3
24	1756	12.54	C.3-S2	87	1584	10.06	C.3-S2
25	775	6.4	C.3-S1	88	2269	16.84	C.4-S2
26	714	5.45	C.2-S1	89	1657	13.9	C.3-S2
27	753	6.1	C.2-S1	90	1627	14.43	C.3-S2
28	709	5.43	C.2-S1	91	2224	17.42	C.3-S2
29	760	6.2	C.3-S1	92	2124	15.8	C.3-S2
30	1146	4.51	C.3-S1	93	2172	16.37	C.3-S2
31	824	6.99	C.3-S1	94	2063	18.33	C.3-S3
32	902	7.78	C.3-S1	95	1383	9.32	C.3-S1
33	860	4.79	C.3-S1	96	2066	17.21	C.3-S2
34	846	5.07	C.3-S1	97	1626	14.33	C.3-S2
35	839	5.01	C.3-S1	98	2203	16.19	C.3-S2
36	881	5.23	C.3-S1	99	2077	18.69	C.3-S3

No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{aj}	Clasificación	No.	CE (μSm^{-1})	RAS _{aj}	Clasificación
37	962	5.73	C.3-S1	100	2058	17.1	C.3-S2
38	973	6.85	C.3-S1	101	2027	17.38	C.3-S2
39	1027	6.63	C.3-S1	102	2027	16.77	C.3-S2
40	998	6.7	C.3-S1	103	1966	16.56	C.3-S2
41	999	6.57	C.3-S1	104	1584	9.29	C.3-S1
42	1169	9.17	C.3-S1	105	1502	9.8	C.3-S1
43	188	0.29	C.1-S1	106	1476	7.81	C.3-S1
44	381	1.8	C.2-S1	107	1523	8.33	C.3-S1
45	1219	8.4	C.3-S1	108	2415	16.39	C.4-S2
46	396	1.02	C.2-S1	109	1601	8.28	C.3-S1
47	1251	9.58	C.3-S1	110	420	1.63	C.2-S1
48	1262	9.03	C.3-S1	111	1087	5.54	C.3-S1
49	1283	7.92	C.3-S1	112	569	1.57	C.2-S1
50	1141	8.03	C.3-S1	113	1626	9.41	C.3-S1
51	1186	8.02	C.3-S1	114	1153	8.61	C.3-S1
52	1168	8.65	C.3-S1	115	1623	9.39	C.3-S1
53	1185	8.6	C.3-S1	116	1609	9.71	C.3-S1
54	1183	7.88	C.3-S1	117	2209	16.16	C.3-S2
55	1650	9.51	C.3-S1	118	1718	15.73	C.3-S2
56	2483	17.28	C.4-S2	119	1594	14.08	C.3-S2
57	1668	8.63	C.3-S1	120	1434	13.14	C.3-S2
58	1653	8.71	C.3-S1	121	424	1.84	C.2-S1
59	1804	11.27	C.3-S2	122	1402	10.88	C.3-S2
60	1674	10.43	C.3-S2	123	532	2.84	C.2-S1
61	489	0.79	C.2-S1	124	332	1.79	C.2-S1
62	1534	8.85	C.3-S1	125	129	0	C.1-S1
63	472	2.25	C.2-S1				

5.4.5. Clasificación por el Porcentaje de Sodio Posible.

El índice de salinidad efectiva. Este índice hace una estimación más real del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues toma en cuenta la precipitación de las sales menos solubles: carbonatos de calcio y magnesio, y sulfato de calcio, los que, por consiguiente, dejan de participar en el incremento de la presión osmótica de la solución del suelo. El valor de la salinidad efectiva indica la cantidad de sales que quedarán en solución y serán las potencialmente nocivas para los cultivos. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un contenido alto de carbonatos y bicarbonatos.

Es la cantidad de sodio que resultaría una vez precipitado CaCO_3 , MgCO_3 y CaSO_4 los cuales al precipitar, aumentan relativamente la proporción de sodio sobre los de más cationes. Se calcula con la ecuación:

$$PSP = \left[\frac{Na^+}{SE} \right] \times 100$$

La Salinidad efectiva (SE), es una estimación del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, la cual considera la precipitación de carbonato de calcio y de magnesio así como de sulfato de calcio, los cuales dejan de tener efecto en la presión osmótica de la solución del suelo. La salinidad efectiva es más intensa cuando el agua tiene un mayor contenido de carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-).

Tabla 39 Clasificación de acuerdo a su Porcentaje de Sodio Posible (PSP) de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

No. M.	PSP	Clasificación	No. M.	PSP	Clasificación	No. M.	PSP	Clasificación
1	92.76	Condicionada	43	76.11	Condicionada	85	94.32	Condicionada
2	92.35	Condicionada	44	70.70	Condicionada	86	94.95	Condicionada
3	90.68	Condicionada	45	90.03	Condicionada	87	88.59	Condicionada
4	90.48	Condicionada	46	60.75	Condicionada	88	91.48	Condicionada
5	92.17	Condicionada	47	90.61	Condicionada	89	89.44	Condicionada
6	75.63	Condicionada	48	91.24	Condicionada	90	90.57	Condicionada
7	87.56	Condicionada	49	89.45	Condicionada	91	88.49	Condicionada
8	94.65	Condicionada	50	88.84	Condicionada	92	92.71	Condicionada
9	91.07	Condicionada	51	89.29	Condicionada	93	93.04	Condicionada
10	88.11	Condicionada	52	90.08	Condicionada	94	94.07	Condicionada
11	90.33	Condicionada	53	89.47	Condicionada	95	80.80	Condicionada
12	89.70	Condicionada	54	89.65	Condicionada	96	93.26	Condicionada
13	90.71	Condicionada	55	91.00	Condicionada	97	90.11	Condicionada
14	90.68	Condicionada	56	94.75	Condicionada	98	93.65	Condicionada
15	87.99	Condicionada	57	89.94	Condicionada	99	93.50	Condicionada
16	88.26	Condicionada	58	88.56	Condicionada	100	93.36	Condicionada
17	85.56	Condicionada	59	91.53	Condicionada	101	93.30	Condicionada
18	90.83	Condicionada	60	91.17	Condicionada	102	93.21	Condicionada
19	91.56	Condicionada	61	54.74	Condicionada	103	91.21	Condicionada
20	91.56	Condicionada	62	90.59	Condicionada	104	87.24	Condicionada
21	88.16	Condicionada	63	88.20	Condicionada	105	88.63	Condicionada
22	90.23	Condicionada	64	88.11	Condicionada	106	87.41	Condicionada
23	89.70	Condicionada	65	80.44	Condicionada	107	87.52	Condicionada
24	82.98	Condicionada	66	86.82	Condicionada	108	92.39	Condicionada
25	90.64	Condicionada	67	90.30	Condicionada	109	87.50	Condicionada

Continuacion Tabla 39

26	88.54	Condicionada	68	90.88	Condicionada	110	74.68	Condicionada
27	89.73	Condicionada	69	88.13	Condicionada	111	79.57	Condicionada
28	88.32	Condicionada	70	91.84	Condicionada	112	79.39	Condicionada
29	89.94	Condicionada	71	81.44	Condicionada	113	88.79	Condicionada
30	60.13	Condicionada	72	86.72	Condicionada	114	87.79	Condicionada
31	89.77	Condicionada	73	77.72	Condicionada	115	88.85	Condicionada
32	88.77	Condicionada	74	87.85	Condicionada	116	89.43	Condicionada
33	86.87	Condicionada	75	92.64	Condicionada	117	94.71	Condicionada
34	87.87	Condicionada	76	88.56	Condicionada	118	90.61	Condicionada
35	87.82	Condicionada	77	88.92	Condicionada	119	90.23	Condicionada
36	87.17	Condicionada	78	94.84	Condicionada	120	89.90	Condicionada
37	84.05	Condicionada	79	84.30	Condicionada	121	86.11	Condicionada
38	90.73	Condicionada	80	88.36	Condicionada	122	91.89	Condicionada
39	90.69	Condicionada	81	81.74	Condicionada	123	85.78	Condicionada
40	90.24	Condicionada	82	92.64	Condicionada	124	83.80	Condicionada
41	90.18	Condicionada	83	87.76	Condicionada	125	83.78	Condicionada
42	90.08	Condicionada	84	87.58	Condicionada			

En la Tabla No.39 se muestra la clasificación de acuerdo a la PSP , esta clasificación muestra nos dice que el cien porciento de las aguas son condicionadas, para el uso en riego, por lo cual su uso deberá considerar otros parámetros como lo son: el cultivo que se pretende regar y los suelos con los que se encuentran en el área que se quiere regar.

5.4.6. Clasificación por el Carbonato de Sodio Residual (CSR).

El carbonato de sodio indica la peligrosidad del sodio una vez que reacciona los cationes de calcio y magnesio con los aniones de carbonato y bicarbonato. Se calcula a partir de los valores obtenidos en el análisis, expresados en meqL⁻¹.

$$CRS= (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca_{2+} + Mg_{2+})$$

El criterio para caracterizar las aguas de riego de acuerdo a este índice es: No son recomendadas las aguas que contienen más de 2.5 meqL⁻¹: son condicionadas la que presentan un contenido de entre 1.35 y 2.5 meqL⁻¹ y son buenas, si este contenido es inferior a 1.25 meqL⁻¹.

Esto quiere decir que cuando los carbonatos y bicarbonatos exceden las concentraciones de calcio y magnesio, se corre el riesgo de que se formen carbonatos de sodio, esto se debe a su alta solubilidad, y puede permanecer en solución aun aun después de la precipitación de los carbonatos de calcio y magnesio.

De acuerdo a la tabla No.40 que muestra el índice de CSR, 46.4 por ciento de las muestras son de buena calidad, el otro 38.4 son no recomendadas, solo para cultivos tolerantes a la sodicidad y la ultimo porcentaje por este índice es 15.2 y están condicionadas para su uso dependen del cultivo y tipo de suelo a regar.

Tabla 40 Clasificación de acuerdo a su Carbonato de Sodio Residual (CSR) de la red hidrográfica del Valle de México— Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

No. muestras	CSR	Clasificación	No. muestras	CSR	Clasificación
1	6.48	No recomendad	24	3.18	No recomendad
2	6.52	No recomendad	25	1.33	Condicionada
3	0.89	Buena	26	0.96	Buena
4	1.38	Condicionada	27	1	Buena
5	4.73	No recomendad	28	0.96	Buena
6	4	No recomendad	29	1.24	Buena
7	0.96	Buena	30	-2.62	Buena
8	2.79	No recomendad	31	1.13	Buena
9	5.13	No recomendad	32	1.86	Condicionada
10	3.54	No recomendad	33	0.08	Buena
11	2.61	No recomendad	34	0.52	Buena
12	3.16	No recomendad	35	0.54	Buena
13	3.88	No recomendad	36	0.38	Buena
14	3.62	No recomendad	37	-0.28	Buena
15	3.3	No recomendad	38	0.79	Buena
16	4.48	No recomendad	39	0.63	Buena
17	1.58	Condicionada	40	0.7	Buena
18	2.73	No recomendad	41	1.01	Buena
19	4.79	No recomendad	42	2.35	Condicionada
20	4.78	No recomendad	43	0.33	Buena
21	1.61	Condicionada	44	0.52	Buena
22	2.72	No recomendad	45	2.04	Condicionada
23	2.81	No recomendad	46	0.27	Buena
47	2.12	Condicionada	87	1.39	Condicionada
48	1.43	Condicionada	88	4.38	No recomendad
49	0.78	Buena	89	3.63	No recomendad
50	1.23	Buena	90	3.97	No recomendad
51	1.32	Condicionada	91	5.02	No recomendad
52	1.48	Condicionada	92	3.42	No recomendad
53	1.44	Condicionada	93	3.91	No recomendad
54	0.89	Buena	94	5.42	No recomendad
55	0.9	Buena	95	3.01	No recomendad
56	4.09	No recomendad	96	4.38	No recomendad
57	0.12	Buena	97	4.38	No recomendad
58	0.48	Buena	98	4.11	No recomendad

Continuación de la Tabla 40

No. muestras	CSR	Clasificación	No. muestras	CSR	Clasificación
59	2.25	Condicionada	99	5.35	No recomendad
60	0.92	Buena	100	5.32	No recomendad
61	-0.2	Buena	101	5.68	No recomendad
62	0.04	Buena	102	4.37	No recomendad
63	0.47	Buena	103	4.39	No recomendad
64	0.06	Buena	104	1.42	Condicionada
65	-0.71	Buena	105	1.46	Condicionada
66	-0.11	Buena	106	0.08	Buena
67	0.73	Buena	107	0.46	Buena
68	0.4	Buena	108	2.63	No recomendad
69	-0.1	Buena	109	0.44	Buena
70	1.74	Condicionada	110	-0.11	Buena
71	0.31	Buena	111	-0.47	Buena
72	2.65	No recomendad	112	0.23	Buena
73	0.72	Buena	113	0.87	Buena
74	2.01	Condicionada	114	1.71	Condicionada
75	5.06	No recomendad	115	0.95	Buena
76	0.24	Buena	116	1.09	Buena
77	0.04	Buena	117	3.61	No recomendad
78	11.9	No recomendad	118	4.8	No recomendad
79	-0.29	Buena	119	3.52	No recomendad
80	0.19	Buena	120	3.47	No recomendad
81	-0.65	Buena	121	0.23	Buena
82	4.32	No recomendad	122	2.87	No recomendad
83	0.5	Buena	123	0.49	Buena
84	0.53	Buena	124	0.28	Buena
85	5.33	No recomendad	125	0.17	Buena
86	6.66	No recomendad			

5.4.7. Clasificación Según su Dureza

En general, las aguas muy duras son poco recomendables en suelos fuertes y compactos. Una forma de disminuir la dureza del agua es airearla, ya que de esta forma se puede inducir una precipitación del calcio.

Cuando se trata de rescatar suelos con excesivo contenido en sodio, es muy aconsejable, el empleo de aguas duras.

El cálculo de la dureza del agua, en términos de mgL^{-1} , se hace aplicando la siguiente fórmula:

Los coeficientes se obtienen de las proporciones entre la masa molecular del CaCO_3 y MgCO_3 de las masas atómicas respectivas: 100/40 (para el Ca^{2+}); y 100/24 (para el $[\text{Mg}^{2+}]$).

$$\text{Dureza} = (2.5 \times \text{Ca}^{2+}) + (4.12 \times \text{Mg}^{2+})$$

Con la que se llega a valores cuya interpretación se puede realizar con la siguiente escala:

Tabla 41 Clasificación de la Dureza expresada en mgL^{-1} o ppm

Tipo de agua	Concentración en mg L^{-1}
Blanda	0—75
Moderadamente Dura	75—150
Dura	150—300
Muy dura	>-300

Tabla 42 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su dureza.

No	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Dureza	Clasificación	No	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Dureza	Clasificación
1	36.87	33.53	230.32	Dura	64	76.15	41.31	360.57	Muy Dura
2	43.29	29.16	228.36	Dura	65	78.56	43.74	376.61	Muy Dura
3	32.06	11.64	128.11	Moderadamente Dura	66	78.56	40.34	362.60	Muy Dura
4	57.72	29.65	266.46	Dura	67	92.99	41.80	404.69	Muy Dura
5	40.08	28.19	216.34	Dura	68	30.46	16.52	144.21	Moderadamente Dura
6	44.09	35.96	258.38	Dura	69	41.68	15.55	168.27	Dura
7	35.27	17.98	162.25	Dura	70	44.89	22.36	204.35	Dura
8	34.47	18.47	162.27	Dura	71	38.48	27.22	208.35	Dura
9	43.29	31.83	239.36	Dura	72	35.27	20.90	174.28	Dura
10	48.50	40.34	287.45	Dura	73	54.91	22.60	230.39	Dura
11	58.52	41.80	318.52	Muy Dura	74	41.68	20.90	190.31	Dura
12	45.29	40.34	279.43	Dura	75	68.94	38.88	332.54	Muy Dura
13	44.09	34.26	251.38	Dura	76	78.56	44.71	380.61	Muy Dura
14	47.29	41.31	288.42	Dura	77	75.35	46.66	380.61	Muy Dura
15	67.33	48.84	369.55	Muy Dura	78	24.05	23.33	156.24	Dura
16	78.56	50.54	404.62	Muy Dura	79	81.76	46.66	396.64	Muy Dura
17	108.2 2	51.03	480.79	Muy Dura	80	83.37	45.68	396.63	Muy Dura
18	52.10	46.66	322.49	Muy Dura	81	73.75	51.52	396.64	Muy Dura

Continuación de la Tabla 42

No	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Clasificación	No	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Clasificación
19	54.51	30.62	262.43	Dura	82	65.73	36.94	316.52	Muy Dura
20	46.49	30.13	240.36	Dura	83	76.95	48.84	393.60	Muy Dura
21	32.06	13.61	136.22	Moderadamente Dura	84	78.56	44.71	380.61	Muy Dura
22	48.10	37.42	274.42	Dura	85	62.52	33.05	292.47	Dura
23	46.49	40.34	282.43	Dura	86	46.49	30.13	240.36	Dura
24	44.89	39.37	274.43	Dura	87	73.75	35.96	332.53	Muy Dura
25	32.06	15.55	144.22	Moderadamente Dura	88	89.78	39.85	388.63	Muy Dura
26	33.67	14.58	144.24	Moderadamente Dura	89	56.11	28.19	256.42	Dura
27	35.27	13.61	144.25	Moderadamente Dura	90	56.91	24.79	244.41	Dura
28	32.06	14.58	140.22	Moderadamente Dura	91	73.75	37.91	340.56	Muy Dura
29	28.86	16.04	138.23	Moderadamente Dura	92	97.80	33.05	380.67	Muy Dura
30	101.0	23.33	348.62	Muy Dura	93	92.99	35.96	380.63	Muy Dura
31	35.27	14.58	148.24	Moderadamente Dura	94	59.32	34.99	292.46	Dura
32	35.27	15.55	152.24	Dura	95	56.11	29.65	262.43	Dura
33	40.48	26.73	211.33	Dura	96	81.76	30.13	328.54	Muy Dura
34	34.07	26.73	195.30	Dura	97	54.51	26.24	244.38	Dura
35	35.27	25.76	194.31	Dura	98	87.37	42.28	392.62	Muy Dura
36	38.48	26.49	205.34	Dura	99	73.75	28.19	300.52	Dura
37	41.68	27.70	218.32	Dura	100	76.95	29.65	314.53	Muy Dura
38	22.45	27.22	168.27	Dura	101	64.93	32.08	294.49	Dura
39	24.85	32.56	196.27	Dura	102	68.94	34.02	312.51	Muy Dura
40	23.25	29.65	180.28	Dura	103	65.73	32.08	296.49	Dura
41	23.25	31.59	188.28	Dura	104	72.14	36.94	332.54	Muy Dura
42	36.87	26.24	200.28	Dura	105	65.73	34.99	308.48	Muy Dura
43	4.41	5.87	35.21	Blanda	106	73.75	41.80	356.59	Muy Dura
44	30.46	7.78	108.20	Moderadamente Dura	107	72.14	42.77	356.56	Muy Dura
45	27.66	36.69	220.31	Dura	108	104.2 1	40.82	428.70	Muy Dura
46	38.48	10.69	140.24	Moderadamente Dura	109	80.76	45.68	390.10	Muy Dura
47	44.89	28.19	228.37	Dura	110	27.25	15.55	132.19	Moderadamente Dura
48	48.10	30.62	246.40	Dura	111	56.11	33.05	276.44	Dura
49	52.91	35.48	278.45	Dura	112	66.53	11.18	212.39	Dura
50	38.68	29.40	217.83	Dura	113	67.33	46.17	358.55	Muy Dura
51	28.86	34.99	216.31	Dura	114	55.31	20.90	224.38	Dura
52	34.87	29.40	208.30	Dura	115	62.52	48.11	354.51	Muy Dura
53	46.49	27.22	228.37	Dura	116	62.52	45.20	342.52	Muy Dura
54	52.91	28.67	250.40	Dura	117	68.94	50.54	380.57	Muy Dura

Continuación de la Tabla 42

No	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Clasificación	No	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Clasificación
55	78.96	44.23	379.63	Muy Dura	118	50.50	27.22	238.40	Dura
56	82.56	57.35	442.68	Muy Dura	119	49.70	26.24	232.36	Dura
57	80.96	50.06	408.65	Muy Dura	120	41.68	23.57	201.31	Dura
58	80.56	47.63	397.64	Muy Dura	121	34.07	13.61	141.25	Moderadamente Dura
59	91.38	39.85	392.63	Muy Dura	122	45.69	32.56	248.37	Dura
60	80.16	38.88	360.59	Muy Dura	123	38.48	13.37	151.28	Dura
61	68.34	7.53	201.87	Dura	124	22.85	8.38	91.65	Moderadamente Dura
62	83.77	36.21	358.61	Muy Dura	125	4.21	3.77	26.06	Blanda
63	44.69	9.48	150.78	Moderadamente Dura					

En la tabla 42 se muestra la clasificación de las aguas de acuerdo a su dureza, pero en miligramos por litro (mgL⁻¹ o ppm), donde se muestra que la clasificación de Muy Dura con un 35 por ciento, pero el porcentaje más alto le corresponde para la clasificación a Dura con el 50 por ciento, moderadamente dura con 12 por ciento, un 3 por ciento esta dentro de la clasificación de blanda. Se debe mencionar que hay otra formas diferentes de clasificar con este parámetro.

5.4.8. Problemas de infiltración

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

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

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

Tabla 43 Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.

Propiedad de los suelos		Actividad relativa
1	Dispersión	Na>K>Mg>Ca>Al
2	Máxima higroscopicidad	Na>K>Mg>Ca>Al
3	Velocidad de infiltración	Na<K<Mg<Ca<Al
4	Ascensión capilar	Na>K>Mg>Ca>Al
5	Plasticidad	Na>K>Mg>Ca>Al
6	Resistencia de los agregados	Na<K<Mg<Ca<Al
7	Reacción de la solución (pH)	Na>K>Mg>Ca>Al
8	Hinchamiento	Na>K>Mg>Ca>Al
9	Velocidad de absorción del agua	Na<K<Mg<Ca<Al
10	Adherencia	Na>K>Mg>Ca>Al
11	Disociación de coloides	Na>K>Mg>Ca>Al
12	Compresibilidad cuando se tiene deshidratación	Na>K>Mg>Ca>Al

Fuente: Gorbunov, 1967

Tabla 44 Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{orig}.

No.	CE (mScm ⁻¹)	RAS _{orig}	Clasificación	No.	CE (mScm ⁻¹)	RAS _{orig}	Clasificación
1	2.06	9.54	Ninguna	64	1.49	3.44	Ninguna
2	2.18	10.23	Ninguna	65	1.53	3.39	Ninguna
3	0.70	3.44	Ligera o moderada	66	1.51	3.46	Ninguna
4	1.30	4.08	Ninguna	67	1.74	4.03	Ninguna
5	1.84	8.57	Ligera o moderada	68	0.67	2.74	Ligera o moderada
6	1.52	4.52	Ninguna	69	0.62	1.89	Ligera o moderada
7	0.77	2.93	Ninguna	70	1.07	4.10	Ligera o moderada
8	1.10	5.56	Ligera o moderada	71	0.89	2.59	Ninguna
9	1.85	7.79	Ligera o moderada	72	1.10	4.75	Ligera o moderada
10	1.79	6.26	Ligera o moderada	73	0.89	2.12	Ninguna
11	1.76	5.50	Ninguna	74	1.12	4.61	Ligera o moderada
12	1.70	5.89	Ninguna	75	2.28	7.94	Ninguna
13	1.64	6.29	Ligera o moderada	76	1.57	3.53	Ninguna
14	1.79	6.19	Ligera o moderada	77	1.59	3.62	Ninguna
15	2.07	5.84	Ninguna	78	3.02	20.02	Ligera o moderada
16	2.25	6.09	Ninguna	79	1.61	3.43	Ninguna
17	2.23	4.73	Ninguna	80	1.61	3.47	Ninguna
18	1.91	6.19	Ninguna	81	1.61	3.49	Ninguna
19	1.94	7.77	Ninguna	82	2.15	7.64	Ninguna
20	1.91	8.19	Ninguna	83	1.59	3.40	Ninguna
21	0.76	3.58	Ligera o moderada	84	1.57	3.47	Ninguna

Continuación de la Tabla 44

No.	CE (mScm ⁻¹)	RAS _{orig}	Clasificación	No.	CE (mScm ⁻¹)	RAS _{orig}	Clasificación
22	1.73	6.25	Ligera o moderada	85	2.11	8.16	Ninguna
23	1.73	6.01	Ligera o moderada	86	2.13	9.82	Ninguna
24	1.76	5.86	Ninguna	87	1.58	4.30	Ninguna
25	0.78	3.55	Ligera o moderada	88	2.27	6.70	Ninguna
26	0.71	3.03	Ligera o moderada	89	1.66	6.19	Ligera o moderada
27	0.75	3.35	Ligera o moderada	90	1.63	6.40	Ligera o moderada
28	0.71	3.07	Ligera o moderada	91	2.22	7.17	Ninguna
29	0.76	3.58	Ligera o moderada	92	2.12	6.26	Ninguna
30	1.15	1.99	Ninguna	93	2.17	6.51	Ninguna
31	0.82	3.82	Ligera o moderada	94	2.06	7.89	Ninguna
32	0.90	4.10	Ligera o moderada	95	1.38	4.13	Ninguna
33	0.86	2.51	Ninguna	96	2.07	7.02	Ninguna
34	0.85	2.75	Ninguna	97	1.63	6.36	Ligera o moderada
35	0.84	2.69	Ninguna	98	2.20	6.48	Ninguna
36	0.88	2.75	Ninguna	99	2.08	7.72	Ninguna
37	0.96	3.03	Ligera o moderada	100	2.06	6.98	Ninguna
38	0.97	4.31	Ligera o moderada	101	2.03	7.31	Ninguna
39	1.03	3.96	Ligera o moderada	102	2.03	7.07	Ninguna
40	1.00	4.14	Ligera o moderada	103	1.97	7.06	Ninguna
41	1.00	3.95	Ligera o moderada	104	1.58	3.98	Ninguna
42	1.17	4.62	Ligera o moderada	105	1.50	4.31	Ninguna
43	0.19	1.45	Severa	106	1.48	3.39	Ninguna
44	0.38	1.07	Ligera o moderada	107	1.52	3.60	Ninguna
45	1.22	4.56	Ninguna	108	2.42	6.45	Ninguna
46	0.40	0.55	Ligera o moderada	109	1.60	3.47	Ninguna
47	1.25	4.60	Ninguna	110	0.42	1.03	Ligera o moderada
48	1.26	4.32	Ninguna	111	1.09	2.65	Ninguna
49	1.28	3.71	Ninguna	112	0.57	0.71	Ligera o moderada
50	1.14	4.10	Ligera o moderada	113	1.63	4.10	Ninguna
51	1.19	4.42	Ligera o moderada	114	1.15	3.99	Ligera o mederada
52	1.17	4.53	Ligera o moderada	115	1.62	4.15	Ninguna
53	1.19	4.17	Ligera o moderada	116	1.61	4.30	Ninguna
54	1.18	3.73	Ligera o moderada	117	2.21	6.80	Ninguna
55	1.65	4.00	Ninguna	118	1.72	7.07	Ligera o moderada
56	2.48	6.96	Ninguna	119	1.59	6.49	Ligera o moderada
57	1.67	3.63	Ninguna	120	1.43	6.34	Ligera o moderada
58	1.65	3.65	Ninguna	121	0.42	1.07	Ligera o moderada
59	1.80	4.53	Ninguna	122	1.40	5.11	Ninguna
60	1.67	4.41	Ninguna	123	0.53	1.52	Ligera o moderada
61	0.49	0.37	Ligera o moderada	124	0.33	1.24	Ligera o moderada
62	1.53	3.76	Ninguna	125	0.13	1.22	Severa
63	0.47	1.16	Ligera o moderada				

La infiltración está relacionada con la cantidad de sales totales y su relación con las concentraciones de sodio, calcio y magnesio. La infiltración aumenta con la salinidad y disminuye con las bajas concentraciones salinas, esto quiere decir que la infiltración es proporcional a las concentraciones salinas e inversamente proporcional a las concentraciones de sodio. En la Tabla 44 y se muestra la clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo, con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{orig} , donde muestra en su mayoría sin ninguna reducción de infiltración con el 58 por ciento, con una reducción de la infiltración moderada o ligera con un 40 por ciento y con una reducción severa de la infiltración un 2 por ciento, en estos dos últimos puntos de muestreos se puede observar como están íntimamente relacionados la infiltración con el contenido de sales. En la Figura 38 se muestran los puntos de muestreo, clasificados en la Tabla 44, que se integraron en el diagrama de la reducción de la infiltración propuesto por Rhoades (1997); y Oster y Schroer (1979).

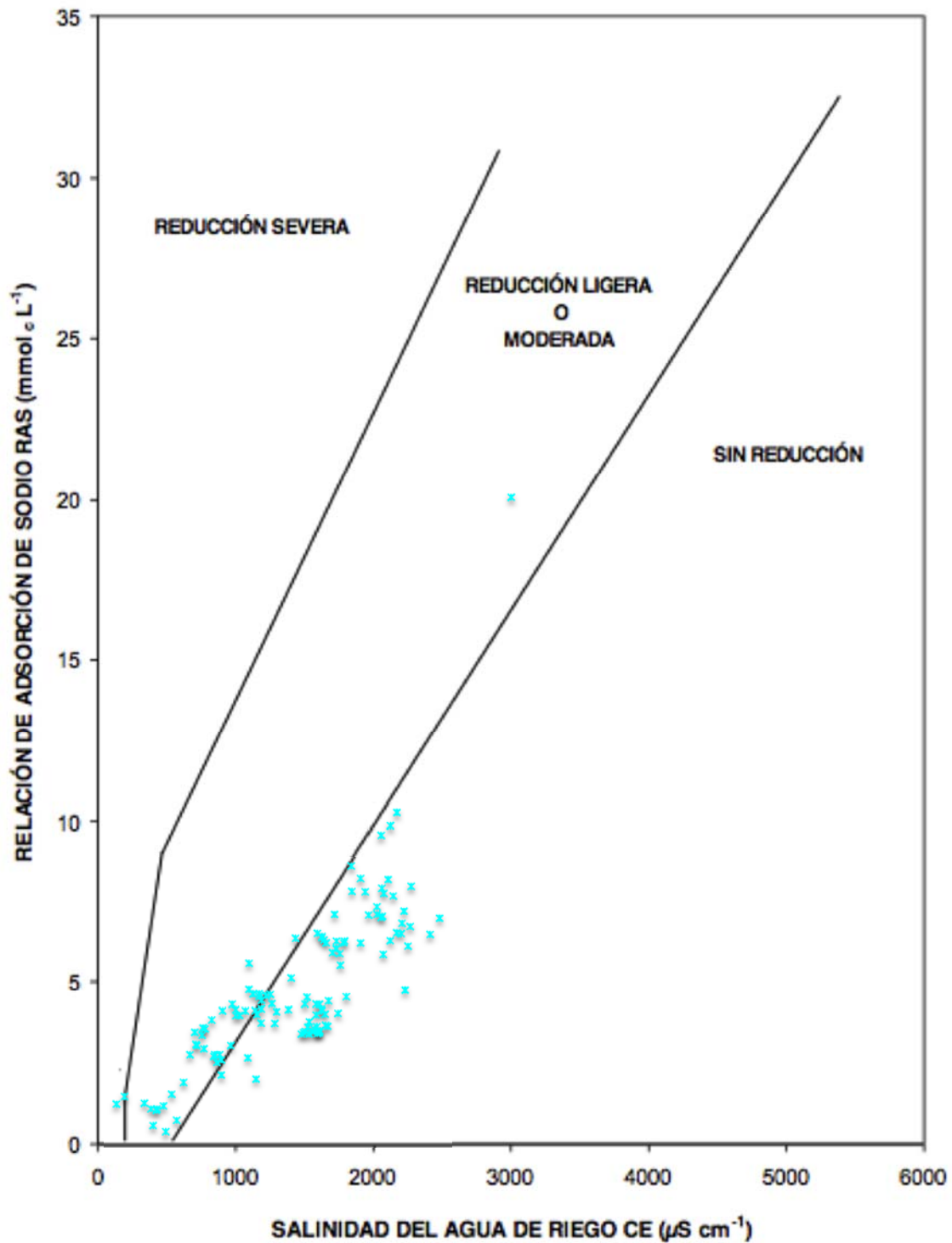


Figura 38 Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{orig}.

Tabla 45 Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS°.

No.	CE (mScm⁻¹)	RAS°	Clasificación	No.	CE (mScm⁻¹)	RAS°	Reducción de la infiltración
1	2.06	11.03	Ninguna	64	1.49	4.23	Ninguna
2	2.18	12.29	Ligera o moderada	65	1.53	4.12	Ninguna
3	0.70	3.77	Ligera o moderada	66	1.51	4.25	Ninguna
4	1.30	4.95	Ninguna	67	1.74	5.23	Ninguna
5	1.84	10.06	Ninguna	68	0.67	2.87	Ligera o moderada
6	1.52	5.25	Ninguna	69	0.62	2.07	Ligera o moderada
7	0.77	3.29	Ligera o moderada	70	1.07	4.81	Ligera o moderada
8	1.10	6.44	Ligera o moderada	71	0.89	2.84	Ninguna
9	1.85	9.18	Ligera o moderada	72	1.10	5.48	Ligera o moderada
10	1.79	7.31	Ligera o moderada	73	0.89	2.55	Ninguna
11	1.76	6.53	Ligera o moderada	74	1.12	5.34	Ligera o moderada
12	1.70	6.81	Ligera o moderada	75	2.28	10.02	Ninguna
13	1.64	7.34	Ligera o moderada	76	1.57	4.34	Ninguna
14	1.79	7.20	Ligera o moderada	77	1.59	4.38	Ninguna
15	2.07	7.03	Ninguna	78	3.02	22.69	Ligera o moderada
16	2.25	7.58	Ninguna	79	1.61	4.23	Ninguna
17	2.23	6.20	Ninguna	80	1.61	4.32	Ninguna
18	1.91	7.16	Ninguna	81	1.61	4.15	Ninguna
19	1.94	9.52	Ninguna	82	2.15	9.48	Ninguna
20	1.91	9.79	Ninguna	83	1.59	4.11	Ninguna
21	0.76	3.97	Ligera o moderada	84	1.57	4.26	Ninguna
22	1.73	7.29	Ligera o moderada	85	2.11	10.26	Ninguna
23	1.73	6.92	Ligera o moderada	86	2.13	11.96	Ninguna
24	1.76	6.77	Ligera o moderada	87	1.58	5.40	Ninguna
25	0.78	3.91	Ligera o moderada	88	2.27	8.81	Ninguna
26	0.71	3.33	Ligera o moderada	89	1.66	7.50	Ligera o moderada
27	0.75	3.76	Ligera o moderada	90	1.63	7.89	Ligera o moderada
28	0.71	3.33	Ligera o moderada	91	2.22	9.14	Ninguna
29	0.76	3.83	Ligera o moderada	92	2.12	8.61	Ninguna
30	1.15	2.49	Ninguna	93	2.17	8.79	Ninguna
31	0.82	4.27	Ligera o moderada	94	2.06	9.83	Ninguna
32	0.90	4.62	Ninguna	95	1.38	5.07	Ninguna
33	0.86	2.75	Ninguna	96	2.07	9.55	Ninguna
34	0.85	2.98	Ninguna	97	1.63	7.98	Ligera o moderada
35	0.84	2.96	Ninguna	98	2.20	8.38	Ninguna
36	0.88	3.03	Ligera o moderada	99	2.08	10.28	Ninguna
37	0.96	3.34	Ligera o moderada	100	2.06	9.34	Ninguna
38	0.97	4.45	Ligera o moderada	101	2.03	9.33	Ninguna

Continuación de la Tabla 45

39	1.03	4.15	Ligera o moderada	102	2.03	9.10	Ninguna
40	1.00	4.29	Ligera o moderada	103	1.97	9.04	Ninguna
41	1.00	4.14	Ligera o moderada	104	1.58	4.94	Ninguna
42	1.17	5.29	Ligera o moderada	105	1.50	5.25	Ninguna
43	0.19	1.13	Severa	106	1.48	4.12	Ninguna
44	0.38	1.13	Ligera o moderada	107	1.52	4.35	Ninguna
45	1.22	4.92	Ninguna	108	2.42	8.65	Ninguna
46	0.40	0.60	Ligera o moderada	109	1.60	4.24	Ninguna
47	1.25	5.39	Ninguna	110	0.42	1.03	Ligera o moderada
48	1.26	4.98	Ninguna	111	1.09	3.05	Ligera o moderada
49	1.28	4.33	Ninguna	112	0.57	0.91	Ligera o moderada
50	1.14	4.63	Ligera o moderada	113	1.63	4.92	Ninguna
51	1.19	4.78	Ligera o moderada	114	1.15	4.93	Ligera o moderada
52	1.17	5.00	Ligera o moderada	115	1.62	4.90	Ninguna
53	1.19	4.85	Ligera o moderada	116	1.61	5.08	Ninguna
54	1.18	4.41	Ligera o moderada	117	2.21	8.20	Ninguna
55	1.65	4.98	Ninguna	118	1.72	8.76	Ligera o moderada
56	2.48	8.62	Ninguna	119	1.59	7.94	Ligera o moderada
57	1.67	4.43	Ninguna	120	1.43	7.49	Ligera o moderada
58	1.65	4.48	Ninguna	121	0.42	1.14	Ligera o moderada
59	1.80	5.86	Ninguna	122	1.40	5.98	Ninguna
60	1.67	5.46	Ninguna	123	0.53	1.69	Ligera o moderada
61	0.49	0.46	Ligera o moderada	124	0.33	1.19	Ligera o moderada
62	1.53	4.79	Ninguna	125	0.13	0.81	Severa
63	0.47	1.38	Ligera o moderada				

En la Tabla 45 se está clasificando los puntos de muestreo de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo, de acuerdo a los problemas de infiltración que pueden ocasionar, en relación con su CE y el RAS° teniendo un 54 por ciento de los muestran un problema ligero de reducción de la infiltración, 44 por ciento de los puntos de muestreo no muestran ninguna reducción de infiltración y el resto (2 por ciento) muestra un severo problema en la infiltración. En la Figura 39 se muestran los puntos de muestreo, clasificados en la Tabla 45, que se integraron en el diagrama de la reducción de la infiltración propuesto por Rhoades (1997); y Oster y Schroer (1979), pero calculando el RAS°.

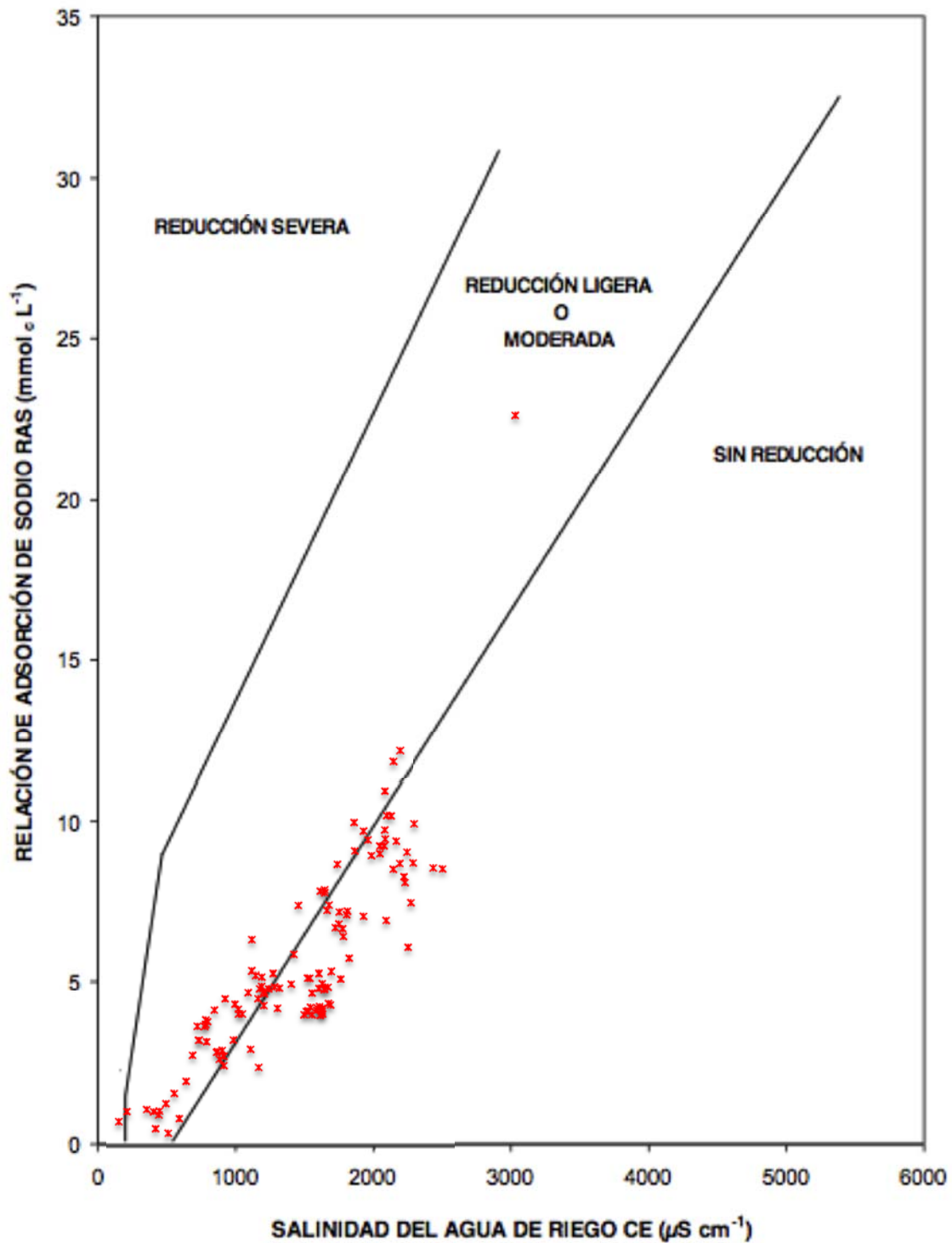


Figura 39 Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS°.

Tabla 46 Clasificación de las aguas residuales, de la red h hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{villa}.

No	CE (mScm ⁻¹)	RAS villa	Clasificación	No	CE (mScm ⁻¹)	RAS villa	Reducción de la infiltración
1	2.06	11.83	Ninguna	64	1.49	4.37	Ninguna
2	2.18	12.88	Ligera o moderada	65	1.53	4.23	Ninguna
3	0.70	4.46	Ligera o moderada	66	1.51	4.40	Ninguna
4	1.30	5.20	Ninguna	67	1.74	5.17	Ninguna
5	1.84	10.76	Ligera o moderada	68	0.67	3.49	Ligera o moderada
6	1.52	5.63	Ninguna	69	0.62	2.43	Ligera o moderada
7	0.77	3.74	Ligera o moderada	70	1.07	5.23	Ligera o moderada
8	1.10	7.08	Ligera o moderada	71	0.89	3.25	Ligera o moderada
9	1.85	9.76	Ligera o moderada	72	1.10	6.02	Ligera o moderada
10	1.79	7.79	Ligera o moderada	73	0.89	2.73	Ninguna
11	1.76	6.90	Ligera o moderada	74	1.12	6.47	Ligera o moderada
12	1.70	7.31	Ligera o moderada	75	2.28	10.08	Ninguna
13	1.64	7.86	Ligera o moderada	76	1.57	4.49	Ninguna
14	1.79	7.70	Ligera o moderada	77	1.59	4.58	Ninguna
15	2.07	7.32	Ninguna	78	3.02	24.76	Ligera o moderada
16	2.25	7.69	Ninguna	79	1.61	4.32	Ninguna
17	2.23	6.06	Ninguna	80	1.61	4.41	Ninguna
18	1.91	7.68	Ninguna	81	1.61	4.31	Ninguna
19	1.94	9.87	Ninguna	82	2.15	9.71	Ninguna
20	1.91	10.33	Ninguna	83	1.59	4.29	Ninguna
21	0.76	4.60	Ligera o moderada	84	1.57	4.41	Ninguna
22	1.73	7.81	Ligera o moderada	85	2.11	10.39	Ninguna
23	1.73	7.48	Ligera o moderada	86	2.13	12.39	Ligera o moderada
24	1.76	7.28	Ligera o moderada	87	1.58	5.50	Ninguna
25	0.78	4.54	Ligera o moderada	88	2.27	8.61	Ninguna
26	0.71	3.89	Ligera o moderada	89	1.66	7.91	Ligera o moderada
27	0.75	4.33	Ligera o moderada	90	1.63	8.23	Ligera o moderada
28	0.71	3.94	Ligera o moderada	91	2.22	9.15	Ninguna
29	0.76	4.54	Ligera o moderada	92	2.12	8.16	Ninguna
30	1.15	2.40	Ninguna	93	2.17	8.42	Ninguna
31	0.82	4.93	Ligera o moderada	94	2.06	9.99	Ninguna
32	0.90	5.28	Ligera o moderada	95	1.38	5.26	Ninguna
33	0.86	3.16	Ligera o moderada	96	2.07	9.11	Ninguna
34	0.85	3.43	Ligera o moderada	97	1.63	8.13	Ligera o moderada
35	0.84	3.37	Ligera o moderada	98	2.20	8.29	Ninguna
36	0.88	3.46	Ligera o moderada	99	2.08	10.00	Ninguna
37	0.96	3.77	Ligera o moderada	100	2.06	9.03	Ninguna
38	0.97	5.27	Ligera o moderada	101	2.03	9.34	Ninguna
39	1.03	4.84	Ligera o moderada	102	2.03	9.04	Ninguna
40	1.00	5.06	Ligera o moderada	103	1.97	9.02	Ninguna

Continuación de la Tabla 46

41	1.00	4.82	Ligera o moderada	104	1.58	5.08	Ninguna
42	1.17	5.80	Ligera o moderada	105	1.50	5.48	Ninguna
43	0.19	1.77	Severa	106	1.48	4.30	Ninguna
44	0.38	1.41	Ligera o moderada	107	1.52	4.56	Ninguna
45	1.22	5.57	Ninguna	108	2.42	8.34	Ninguna
46	0.40	0.72	Ligera o moderada	109	1.60	4.41	Ninguna
47	1.25	5.81	Ninguna	110	0.42	1.29	Ligera o moderada
48	1.26	5.45	Ninguna	111	1.09	3.30	Ligera o moderada
49	1.28	4.67	Ninguna	112	0.57	0.96	Ligera o moderada
50	1.14	5.13	Ligera o moderada	113	1.63	5.16	Ninguna
51	1.19	5.42	Ligera o moderada	114	1.15	5.17	Ligera o moderada
52	1.17	5.64	Ligera o moderada	115	1.62	5.19	Ninguna
53	1.19	5.28	Ligera o moderada	116	1.61	5.39	Ninguna
54	1.18	4.74	Ligera o moderada	117	2.21	8.52	Ninguna
55	1.65	5.08	Ninguna	118	1.72	9.00	Ligera o moderada
56	2.48	8.74	Ninguna	119	1.59	8.26	Ligera o moderada
57	1.67	4.59	Ninguna	120	1.43	8.05	Ligera o moderada
58	1.65	4.63	Ninguna	121	0.42	1.37	Ligera o moderada
59	1.80	6.20	Ligera o moderada	122	1.40	6.41	Ligera o moderada
60	1.67	6.13	Ligera o moderada	123	0.53	1.98	Ligera o moderada
61	0.49	0.49	Ligera o moderada	124	0.33	1.61	Ligera o moderada
62	1.53	4.84	Ninguna	125	0.13	1.51	Severa
63	0.47	1.54	Ligera o moderada				

Con el RAS_{villa} relacionándolo con la conductividad eléctrica se obtuvieron los problemas de infiltración de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo, demostrando que los problemas de infiltración son inversamente proporcionales a las conductividad eléctrica, esto quiere decir que entre más elevada sea la conductividad eléctrica menor será el problema de infiltración,. En la Tabla 46 se puede observar bien esta relación con las 2 muestras que tienen problemas de infiltración severo, 65 muestras tienen problemas de infiltración ligero y 58 no muestran ninguna reducción de su infiltración. En la Figura 40 se muestra el diagrama de la reducción de la infiltración propuesto por Rhoades (1997); y Oster y Schroer (1979), de acuerdo a la Tabla 44.

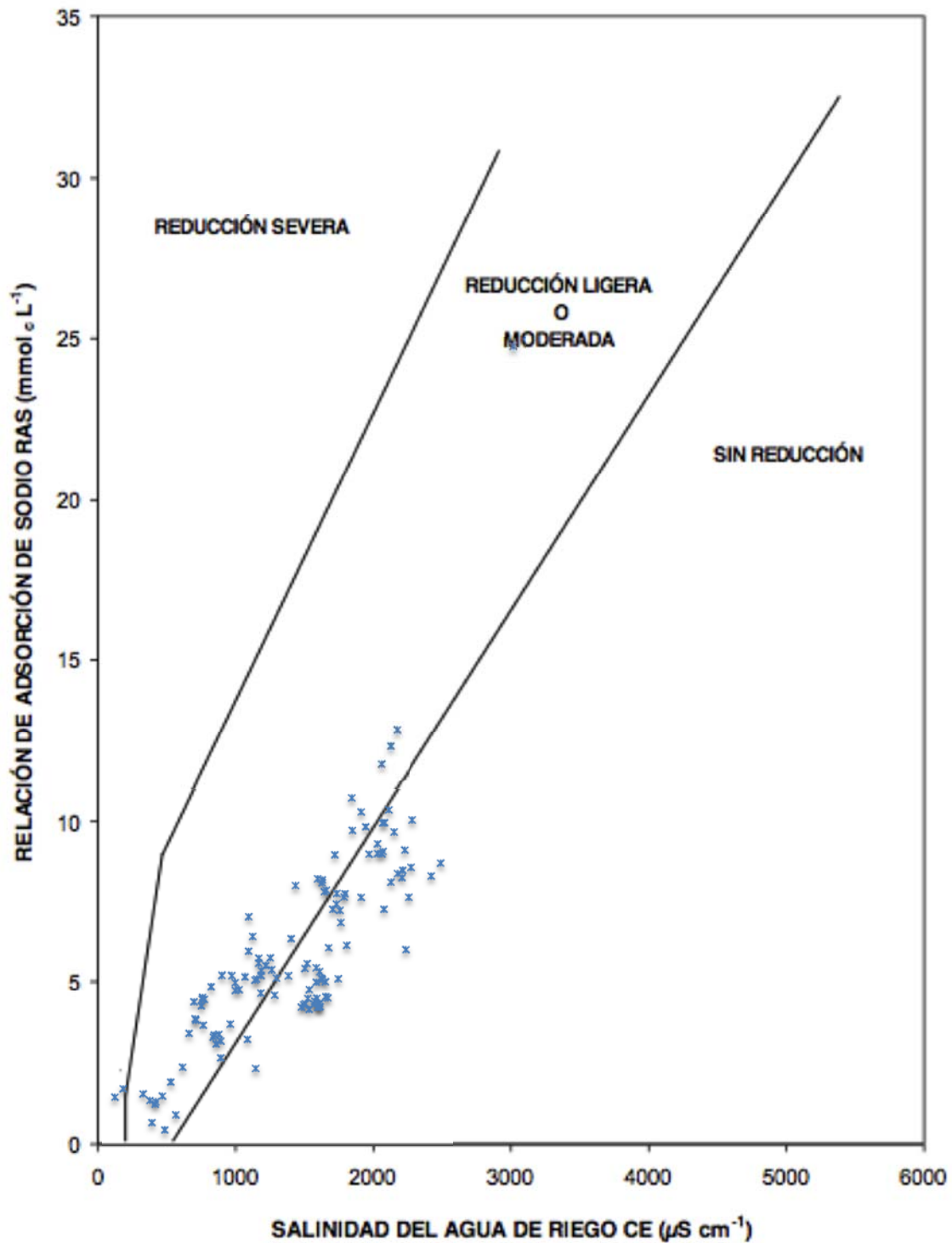


Figura 40 Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{villa} .

Tabla 47 Clasificación de las aguas residuales, de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{aj}.

No.	CE (mS cm ⁻¹)	RAS _{aj}	Clasificación	No.	CE (mS cm ⁻¹)	RAS _{aj}	Reducción de la infiltración
1	2.06	20.06	Severa	64	1.49	7.97	Ligera o moderada
2	2.18	22.21	Severa	65	1.53	7.83	Ligera o moderada
3	0.70	5.96	Ligera o moderada	66	1.51	8.06	Ligera o moderada
4	1.30	8.93	Ligera o moderada	67	1.74	9.88	Ligera o moderada
5	1.84	17.90	Ligera o moderada	68	0.67	4.64	Ligera o moderada
6	1.52	9.85	Ligera o moderada	69	0.62	3.49	Ligera o moderada
7	0.77	5.43	Ligera o moderada	70	1.07	8.39	Ligera o moderada
8	1.10	10.75	Ligera o moderada	71	0.89	4.92	Ligera o moderada
9	1.85	16.79	Ligera o moderada	72	1.10	9.31	Ligera o moderada
10	1.79	13.70	Ligera o moderada	73	0.89	4.52	Ligera o moderada
11	1.76	12.44	Ligera o moderada	74	1.12	9.28	Ligera o moderada
12	1.70	12.63	Ligera o moderada	75	2.28	18.97	Ligera o moderada
13	1.64	13.47	Ligera o moderada	76	1.57	8.32	Ligera o moderada
14	1.79	13.51	Ligera o moderada	77	1.59	8.42	Ligera o moderada
15	2.07	13.80	Ligera o moderada	78	3.02	38.85	Ligera o moderada
16	2.25	15.08	Ligera o moderada	79	1.61	8.08	Ligera o moderada
17	2.23	12.15	Ligera o moderada	80	1.61	8.29	Ligera o moderada
18	1.91	13.65	Ligera o moderada	81	1.61	8.01	Ligera o moderada
19	1.94	17.54	Ligera o moderada	82	2.15	17.92	Ligera o moderada
20	1.91	17.79	Ligera o moderada	83	1.59	8.05	Ligera o moderada
21	0.76	6.51	Ligera o moderada	84	1.57	8.23	Ligera o moderada
22	1.73	13.40	Ligera o moderada	85	2.11	19.09	Ligera o moderada
23	1.73	12.88	Ligera o moderada	86	2.13	21.76	Severa
24	1.76	12.54	Ligera o moderada	87	1.58	10.06	Ligera o moderada
25	0.78	6.40	Ligera o moderada	88	2.27	16.84	Ligera o moderada
26	0.71	5.45	Ligera o moderada	89	1.66	13.90	Ligera o moderada
27	0.75	6.10	Ligera o moderada	90	1.63	14.43	Ligera o moderada
28	0.71	5.43	Ligera o moderada	91	2.22	17.42	Ligera o moderada
29	0.76	6.20	Ligera o moderada	92	2.12	15.80	Ligera o moderada
30	1.15	4.51	Ligera o moderada	93	2.17	16.37	Ligera o moderada
31	0.82	6.99	Ligera o moderada	94	2.06	18.33	Ligera o moderada
32	0.90	7.78	Ligera o moderada	95	1.38	9.32	Ligera o moderada
33	0.86	4.79	Ligera o moderada	96	2.07	17.21	Ligera o moderada
34	0.85	5.07	Ligera o moderada	97	1.63	14.33	Ligera o moderada
35	0.84	5.01	Ligera o moderada	98	2.20	16.19	Ligera o moderada
36	0.88	5.23	Ligera o moderada	99	2.08	18.69	Ligera o moderada
37	0.96	5.73	Ligera o moderada	100	2.06	17.10	Ligera o moderada
38	0.97	6.85	Ligera o moderada	101	2.03	17.38	Ligera o moderada
39	1.03	6.63	Ligera o moderada	102	2.03	16.77	Ligera o moderada

Continuación de la Tabla 47

40	1.00	6.70	Ligera o moderada	103	1.97	16.56	Ligera o moderada
41	1.00	6.57	Ligera o moderada	104	1.58	9.29	Ligera o moderada
42	1.17	9.17	Ligera o moderada	105	1.50	9.80	Ligera o moderada
43	0.19	0.29	Severo	106	1.48	7.81	Ligera o moderada
44	0.38	1.80	Ligera o moderada	107	1.52	8.33	Ligera o moderada
45	1.22	8.40	Ligera o moderada	108	2.42	16.39	Ligera o moderada
46	0.40	1.02	Ligera o moderada	109	1.60	8.28	Ligera o moderada
47	1.25	9.58	Ligera o moderada	110	0.42	1.63	Ligera o moderada
48	1.26	9.03	Ligera o moderada	111	1.09	5.54	Ligera o moderada
49	1.28	7.92	Ligera o moderada	112	0.57	1.57	Ligera o moderada
50	1.14	8.03	Ligera o moderada	113	1.63	9.41	Ligera o moderada
51	1.19	8.02	Ligera o moderada	114	1.15	8.61	Ligera o moderada
52	1.17	8.65	Ligera o moderada	115	1.62	9.39	Ligera o moderada
53	1.19	8.60	Ligera o moderada	116	1.61	9.71	Ligera o moderada
54	1.18	7.88	Ligera o moderada	117	2.21	16.16	Ligera o moderada
55	1.65	9.51	Ligera o moderada	118	1.72	15.73	Ligera o moderada
56	2.48	17.28	Ligera o moderada	119	1.59	14.08	Ligera o moderada
57	1.67	8.63	Ligera o moderada	120	1.43	13.14	Ligera o moderada
58	1.65	8.71	Ligera o moderada	121	0.42	1.84	Ligera o moderada
59	1.80	11.27	Ligera o moderada	122	1.40	10.88	Ligera o moderada
60	1.67	10.43	Ligera o moderada	123	0.53	2.84	Ligera o moderada
61	0.49	0.79	Ligera o moderada	124	0.33	1.79	Ligera o moderada
62	1.53	8.85	Ligera o moderada	125	0.13	0.00	Severo
63	0.47	2.25	Ligera o moderada				

La infiltración se refiere a la facilidad con que el agua atraviesa la superficie del suelo y ésta se mide en términos de sodicidad; debido a esto vemos en la Tabla 47 como los problemas de infiltración se ven afectados por el RAS_{adj} , ya que esta forma de calcular la relación de adsorción de sodio, sobrestima los problemas de sodicidad teniendo más problemas de infiltración teniendo 120 puntos de muestreo de la red hidrográfica Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo con un ligero problema de infiltración y 5 con problemas severos de infiltración.

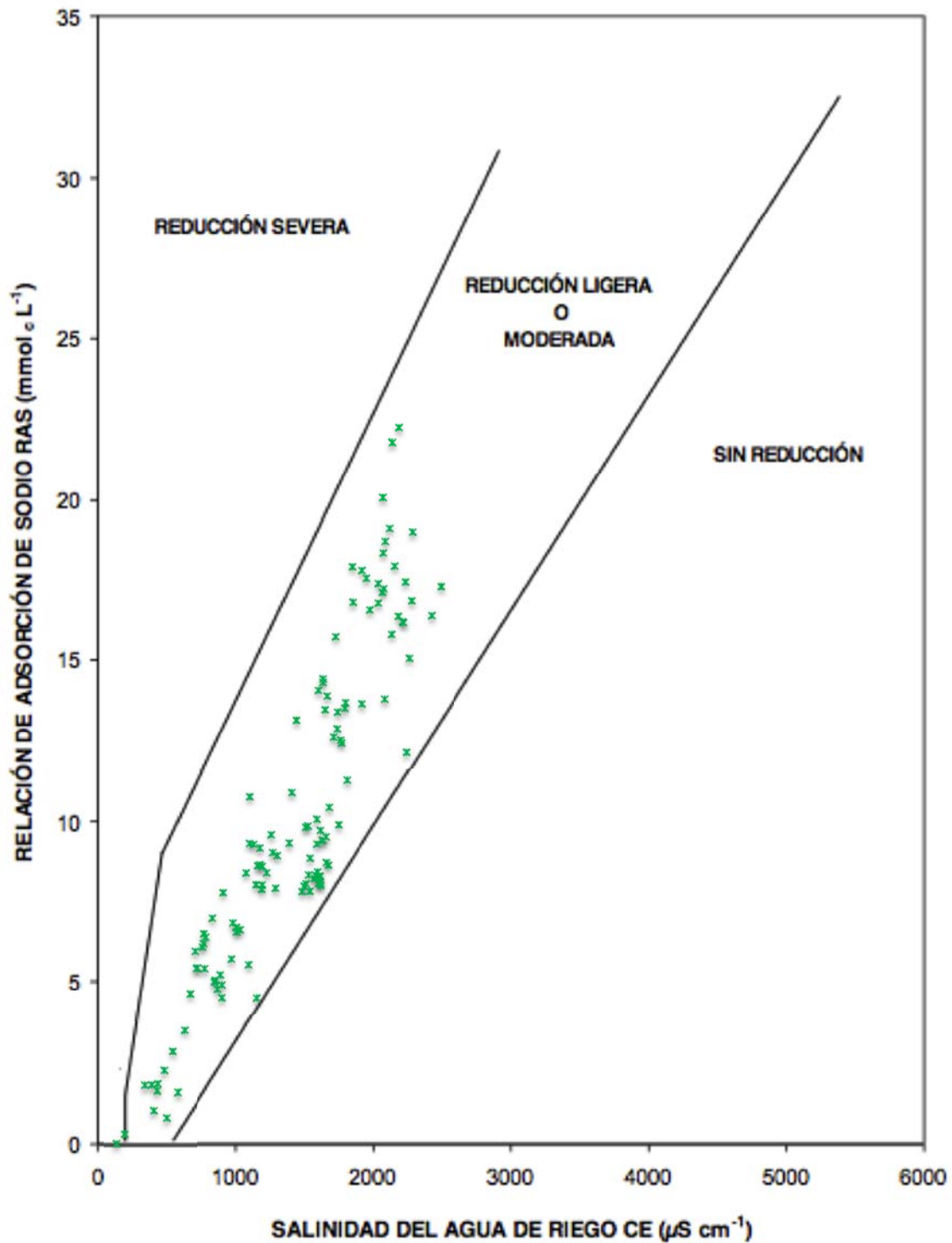


Figura 41 Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales, Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS_{dj}.

5.4.9. Contenido de Cloro

La presencia del ion cloruro en las aguas de riego hace que los cultivos queden afectados con gran frecuencia de clorosis foliares acentuadas en las partes más iluminadas, que pueden degenerar en necrosis de los bordes foliares (Canovas Cuenca, 1978). Como en el caso anteriormente citado del sodio, el ion cloruro afecta especialmente a determinadas especies de plantas arbóreas, como frutales de hueso, limoneros y aguacates, a causa de su acumulación en las hojas. No obstante, los cloruros no son tóxicos para los hortícolas, los cereales, los forrajes o los cultivos con elevado contenido en fibras (Mass, 1990).

En riegos por aspersión pueden producirse problemas para contenidos de cloruros en el agua de riego superiores a 4 meq L⁻¹. En los riegos de superficie hay que tener presente que el Cl⁻ queda libre en las soluciones del suelo sin fijarse al complejo absorbente. Según Urbano Terrón (2002) la directriz para calificar un agua de riego a partir de su contenido en cloruros es la siguiente:

Tabla 48 Clasificación según la concentración del Cl⁻

Riesgo	Cl ⁻ (meqL ⁻¹)
No hay problema	≤ 4
Problema creciente	4 < Cl ⁻ ≤ 10
Problema grave	> 10

Tabla 49 Clasificación de acuerdo a su contenido del Cl⁻ de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

No. Muestra	Cl⁻ meq L⁻¹	Riego	No. Muestra	Cl⁻ meq L⁻¹	Riego
1	7.23	Problema creciente	64	4.75	Problema creciente
2	8.04	Problema creciente	65	5.25	Problema creciente
3	2.48	No hay problema	66	5.12	Problema creciente
4	4.52	Problema creciente	67	5.5	Problema creciente
5	6.3	Problema creciente	68	2.18	No hay problema
6	3.8	No hay problema	69	2.03	No hay problema
7	2.45	No hay problema	70	3.25	No hay problema
8	3.9	No hay problema	71	2.75	No hay problema
9	6.4	Problema creciente	72	3.5	No hay problema
10	6.7	Problema creciente	73	2.25	No hay problema
11	6.4	Problema creciente	74	3.75	No hay problema
12	6.2	Problema creciente	75	7.5	Problema creciente
13	5.5	Problema creciente	76	5.25	Problema creciente
14	6.03	Problema creciente	77	4.75	Problema creciente
15	7.5	Problema creciente	78	8.75	Problema creciente
16	7.4	Problema creciente	79	4.75	Problema creciente
17	8.1	Problema creciente	80	4.52	Problema creciente
18	7.5	Problema creciente	81	4.75	Problema creciente
19	6.5	Problema creciente	82	7.5	Problema creciente
20	6.92	Problema creciente	83	4.75	Problema creciente
21	2.25	No hay problema	84	4.63	Problema creciente
22	6.75	Problema creciente	85	7.1	Problema creciente
23	6.4	Problema creciente	86	7.15	Problema creciente
24	6.5	Problema creciente	87	5.65	Problema creciente
25	2.5	No hay problema	88	7.25	Problema creciente
26	2.25	No hay problema	89	5.45	Problema creciente
27	2.5	No hay problema	90	5.25	Problema creciente
28	2.25	No hay problema	91	7.15	Problema creciente
29	2.38	No hay problema	92	7.25	Problema creciente
30	2.25	No hay problema	93	7.27	Problema creciente
31	2.86	No hay problema	94	7.02	Problema creciente
32	2.75	No hay problema	95	3.65	No hay problema
33	2.75	No hay problema	96	7.12	Problema creciente
34	2.5	No hay problema	97	5.22	Problema creciente
35	2.48	No hay problema	98	7.26	Problema creciente
36	2.75	No hay problema	99	6.85	Problema creciente
37	3.5	No hay problema	100	6.9	Problema creciente
38	3.52	No hay problema	101	6.75	Problema creciente
39	3.75	No hay problema	102	6.85	Problema creciente
40	3.25	No hay problema	103	6.95	Problema creciente

Continuación de la tabla 49

No. Muestra	Cl ⁻ meq L ⁻¹	Riego	No. Muestra	Cl ⁻ meq L ⁻¹	Riego
41	3.25	No hay problema	104	5.25	Problema creciente
42	3.25	No hay problema	105	4.98	Problema creciente
43	0.5	No hay problema	106	4.65	Problema creciente
44	0.7	No hay problema	107	4.75	Problema creciente
45	3.25	No hay problema	108	7.75	Problema creciente
46	0.35	No hay problema	109	4.88	Problema creciente
47	3.51	No hay problema	110	0.95	No hay problema
48	3.6	No hay problema	111	3.55	No hay problema
49	3.7	No hay problema	112	0.73	No hay problema
50	3.25	No hay problema	113	5.12	Problema creciente
51	3.52	No hay problema	114	3.63	No hay problema
52	3.48	No hay problema	115	5.1	Problema creciente
53	3.35	No hay problema	116	5.06	Problema creciente
54	3.36	No hay problema	117	7.38	Problema creciente
55	4.75	Problema creciente	118	5.74	Problema creciente
56	8.12	Problema creciente	119	5.63	Problema creciente
57	4.75	Problema creciente	120	5.1	Problema creciente
58	4.85	Problema creciente	121	0.98	No hay problema
59	5.75	Problema creciente	122	4.35	Problema creciente
60	5.5	Problema creciente	123	1.28	No hay problema
61	0.35	No hay problema	124	0.88	No hay problema
62	5.25	Problema creciente	125	0.48	No hay problema
63	0.55	No hay problema			

Los resultados de la clasificación de los puntos de muestreo se observan en la Tabla 49 , indica que el 57 por ciento de las muestras se encuentra en la clasificación de problema creciente, y el 43 por ciento se encuentra en la clasificación de no hay problema, esto quiere decir que solo hay que tener cuidado con las aguas que tienen un problema creciente ya que puede volverse un problema para algunos cultivos, ya que el cloro es especialmente toxico para los frutales, como cítricos y aguacate; pero la predicción de sus efecto sobre las plantas tiene que ser especifica y no generalizada.

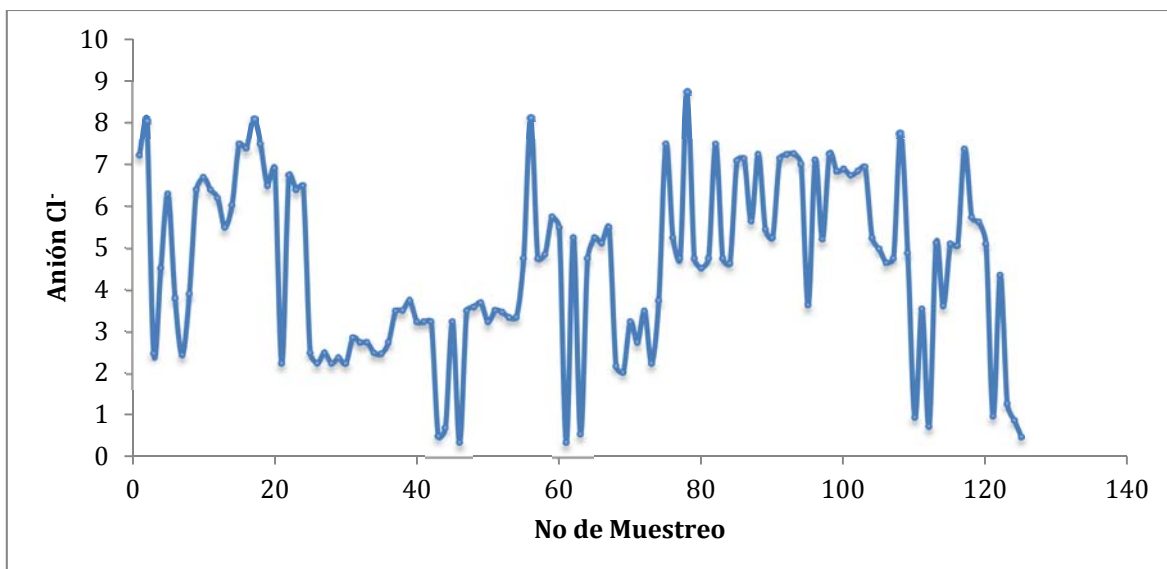


Figura 42 Distribución del contenido de cloro en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de cloro en meqL⁻¹.

5.4.10. Contenido de Boro.

El Boro es uno de los micronutrientes esenciales para la producción vegetal. Actúa en las plantas en la división, diferenciación y elongación de las células de los tejidos meristemáticos. Aparentemente, el boro también regula el transporte de azúcar, metabolismo de los carbohidratos y proteínas en las plantas, las que necesitan un suministro continuo de este elemento en todos los puntos de crecimiento siendo un factor importante en la germinación del tubo polínico y por lo tanto, en el proceso de fertilización de flores, lo que garantiza un adecuado número de semillas en las vainas, lo que es importante para lograr un alto rendimiento de semillas y contenido de aceite del grano. El boro desempeña un importante papel en la regulación de la permeabilidad de la membrana, síntesis de la pared celular, respiración, hormonas del metabolismo y regulación estomática.

En 1936 Scofield fue el primero en proponer rangos de tolerancia de los cultivos al boro, los cuales se siguen usando aproximadamente igual para las aguas de riego. Considerando dichas tolerancias los rangos se muestran en la Tabla 50.

Tabla 50 Clasificación de las aguas según su contenido de boro fuente Aceves(2011).

Clasificación.	Concentraciones en ppm
Buena	0.3—1.0
Condicionada	1.0—2.0
No Recomendada	2.0—4.0

En esta clasificación no se considera el suelo; y la tolerancia de los cultivos puede variar debido a que el suelo fija boro por efecto de la materia orgánica y minerales con calcio.

Tabla 51 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de boro en ppm.

No. Muestra	Boro ppm	Clasificación	No. Muestra	Boro ppm	Clasificación
1	1.908	Condicionada	81	1.105	Condicionada
2	2.059	No Recomendada	82	1.177	Condicionada
3	0.635	Buena	83	0.950	Buena
4	1.000	Buena	84	0.992	Buena
5	1.883	Condicionada	85	1.055	Condicionada
6	0.454	Buena	86	1.051	Condicionada
7	0.576	Buena	87	1.021	Condicionada
8	0.887	Buena	88	1.088	Condicionada
9	1.740	Condicionada	89	1.391	Condicionada
10	1.715	Condicionada	90	1.429	Condicionada
11	1.635	Condicionada	91	1.450	Condicionada
12	1.526	Condicionada	92	1.059	Condicionada
13	1.429	Condicionada	93	1.109	Condicionada
14	1.324	Condicionada	94	0.361	Buena
15	1.198	Condicionada	95	1.152	Condicionada
16	1.576	Condicionada	96	0.950	Buena
17	0.685	Buena	97	1.240	Condicionada
18	1.622	Condicionada	98	1.584	Condicionada
19	1.786	Condicionada	99	0.820	Buena
20	1.731	Condicionada	100	0.975	Buena
21	0.454	Buena	101	0.677	Buena
22	1.425	Condicionada	102	0.870	Buena
23	1.420	Condicionada	103	0.017	Buena
24	1.399	Condicionada	64	0.845	Buena
25	0.555	Buena	65	0.925	Buena
26	2.816	No Recomendada	66	0.769	Buena
27	0.378	Buena	67	0.761	Buena
28	0.399	Buena	68	0.046	Buena
29	0.504	Buena	69	0.008	Buena
30	0.530	Buena	70	0.559	Buena
31	0.509	Buena	71	0.315	Buena
32	0.483	Buena	72	0.761	Buena
33	0.387	Buena	73	0.231	Buena
34	0.559	Buena	74	0.744	Buena
35	0.639	Buena	75	0.820	Buena

Continuación de la Tabla 51

No. Muestra	Boro ppm	Clasificación	No. Muestra	Boro ppm	Clasificación
36	0.517	Buena	76	0.723	Buena
37	0.685	Buena	77	0.773	Buena
38	0.513	Buena	78	1.715	Condicionada
39	0.593	Buena	79	0.685	Buena
40	0.576	Buena	80	0.845	Buena
41	0.559	Buena	104	0.954	Buena
42	0.773	Buena	105	0.887	Buena
43	0.000	Buena	106	0.824	Buena
44	0.181	Buena	107	0.883	Buena
45	0.668	Buena	108	0.761	Buena
46	0.151	Buena	109	0.941	Buena
47	0.777	Buena	110	0.071	Buena
48	0.727	Buena	111	0.357	Buena
49	0.756	Buena	112	0.063	Buena
50	0.832	Buena	113	0.836	Buena
51	0.656	Buena	114	0.731	Buena
52	0.765	Buena	115	0.706	Buena
53	0.689	Buena	116	0.870	Buena
54	0.761	Buena	117	1.206	Condicionada
55	0.891	Buena	118	1.206	Condicionada
56	0.883	Buena	119	1.122	Condicionada
57	0.874	Buena	120	1.038	Condicionada
58	0.958	Buena	121	0.000	Buena
59	0.908	Buena	122	0.567	Buena
60	0.710	Buena	123	0.118	Buena
61	0.092	Buena	124	0.050	Buena
62	0.723	Buena	125	0.118	Buena
63	0.000	Buena			

Los resultados de la distribución de las concentraciones de boro se muestran en la figura 43 donde se muestra el punto más elevado pertenece al punto 26 que es enfrente de la refinera de PEMEX con una concentración de 2.86 ppm este, los demás puntos se encuentran por debajo o igual a valores de 2 ppm .

En la Tabla 51 se muestra las concentraciones de boro en ppm de cada uno de los puntos de muestreo, en esta tabla se puede ver que 88 muestras que representan el 70 por ciento, están en la clasificación de buena, seguido del 35 muestras (28 por ciento) son de uso condicionado y las restantes son de uso no recomendado.

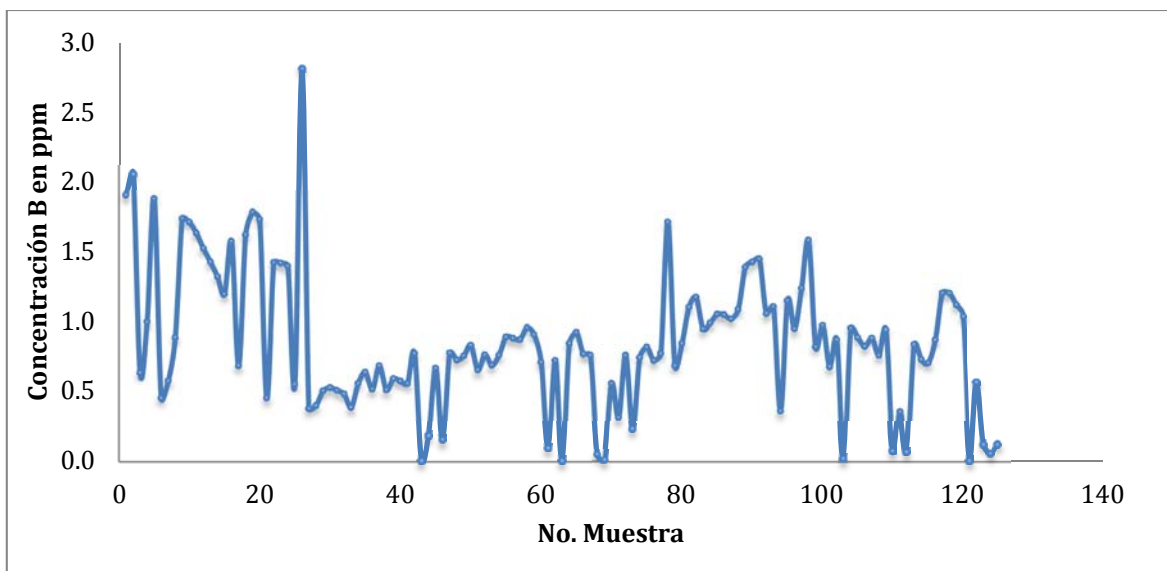


Figura 43 Distribución del contenido de boro en ppm de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

5.4.11. Contenido de Fosforo como Ortofosfato.

El fósforo, como el nitrógeno, es un nutriente esencial para la vida. Su exceso en el agua provoca eutrofización. El fósforo total incluye distintos compuestos como diversos ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. La determinación se hace convirtiendo todos ellos en ortofosfatos que son los que se determinan por análisis químico.

El estudio mundial más completo sobre la eutrofización es el del Programa Cooperación sobre la Eutrofización, de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE), realizado en el decenio de 1970 en 18 países (Vollenweider *et al.*, 1980). La secuencia de estados tróficos desde oligotróficos (con bajo nivel de nutrientes) hasta hipertróficos (hipereutróficos con gran abundancia de nutrientes), es la que puede observarse en la Tabla 52.

Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuyen a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor de limitación es el fósforo. Si bien los efectos de la eutrofización, como las mareas de algas, son fácilmente visibles, el proceso de eutrofización es complejo y ofrece dificultades de cuantificación. No es este el lugar más indicado para proceder a un examen detenido sobre los aspectos científicos de la eutrofización. Debido a que en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo no tenemos estancamientos de agua para que las algas puedan consumir todo el oxígeno contenido en el agua, por ello no tenemos problemas de eutrofización.

Tabla 52 Relación entre niveles tróficos y características de los lagos (Adaptado de Janus y Vollenweider, 1981)

Estado trófico	Promedio total de fósforo mg·m ⁻³
Oligotrófico	8.0
Mesotrófico	26.7
Eutrófico	84.4
Hipertrófico	750—1200

Tabla 53 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo de acuerdo a su contenido de fosforo en ppm.

No. muestra	Ortofosfatos PO ₄ ³⁻ en ppm	P	Clasificación	No. muestra	Ortofosfatos PO ₄ ³⁻ en ppm	P	Clasificación
1	6.90	2.25	Hipertrófico	64	0.52	0.17	Hipertrófico
2	7.13	2.32	Hipertrófico	65	2.85	0.93	Hipertrófico
3	3.94	1.28	Hipertrófico	66	2.74	0.89	Hipertrófico
4	4.99	1.63	Hipertrófico	67	2.21	0.72	Hipertrófico
5	3.68	1.20	Hipertrófico	68	0.00	0.00	Oligotrófico
6	4.65	1.52	Hipertrófico	69	0.00	0.00	Oligotrófico
7	2.29	0.75	Hipertrófico	70	1.06	0.35	Hipertrófico
8	6.00	1.96	Hipertrófico	71	0.20	0.07	Eutrófico
9	4.84	1.58	Hipertrófico	72	6.68	2.18	Hipertrófico
10	6.30	2.06	Hipertrófico	73	3.34	1.09	Hipertrófico
11	5.74	1.87	Hipertrófico	74	1.99	0.65	Hipertrófico
12	6.08	1.98	Hipertrófico	75	0.61	0.20	Hipertrófico
13	3.83	1.25	Hipertrófico	76	2.44	0.80	Hipertrófico
14	3.86	1.26	Hipertrófico	77	1.34	0.44	Hipertrófico
15	0.09	0.03	Eutrófico	78	0.21	0.07	Eutrófico
16	0.08	0.03	Mesotrófico	79	2.21	0.72	Hipertrófico
17	0.04	0.01	Mesotrófico	80	2.21	0.72	Hipertrófico
18	6.94	2.26	Hipertrófico	81	0.89	0.29	Hipertrófico
19	4.62	1.50	Hipertrófico	82	0.55	0.18	Hipertrófico
20	5.10	1.66	Hipertrófico	83	0.96	0.31	Hipertrófico
21	5.22	1.70	Hipertrófico	84	1.04	0.34	Hipertrófico
22	6.30	2.06	Hipertrófico	85	0.20	0.07	Eutrófico
23	0.54	0.18	Hipertrófico	86	0.15	0.05	Eutrófico
24	6.45	2.10	Hipertrófico	87	1.17	0.38	Hipertrófico
25	4.99	1.63	Hipertrófico	88	0.41	0.13	Hipertrófico
26	4.16	1.36	Hipertrófico	89	4.09	1.33	Hipertrófico
27	4.24	1.38	Hipertrófico	90	3.73	1.22	Hipertrófico
28	4.43	1.44	Hipertrófico	91	0.37	0.12	Hipertrófico
29	3.53	1.15	Hipertrófico	92	0.32	0.11	Hipertrófico

Continuación de la Tabla 53

No. muestra	Ortofosfatos PO ₄ ³⁻ en ppm	P	Clasificación	No. muestra	Ortofosfatos PO ₄ ³⁻ en ppm	P	Clasificación
30	2.06	0.67	Hipertrófico	93	0.23	0.07	Eutrófico
31	3.15	1.03	Hipertrófico	94	0.00	0.00	Oligotrófico
32	3.49	1.14	Hipertrófico	95	6.34	2.07	Hipertrófico
33	3.34	1.09	Hipertrófico	96	0.20	0.07	Eutrófico
34	3.11	1.02	Hipertrófico	97	5.52	1.80	Hipertrófico
35	2.89	0.94	Hipertrófico	98	1.26	0.41	Hipertrófico
36	3.60	1.17	Hipertrófico	99	0.21	0.07	Eutrófico
37	3.30	1.08	Hipertrófico	100	0.21	0.07	Eutrófico
38	3.56	1.16	Hipertrófico	101	0.22	0.07	Eutrófico
39	4.13	1.35	Hipertrófico	102	0.23	0.07	Eutrófico
40	2.81	0.92	Hipertrófico	103	0.00	0.00	Oligotrófico
41	2.85	0.93	Hipertrófico	104	1.66	0.54	Hipertrófico
42	3.98	1.30	Hipertrófico	105	1.57	0.51	Hipertrófico
43	0.20	0.07	Eutrófico	106	1.16	0.38	Hipertrófico
44	0.52	0.17	Hipertrófico	107	1.36	0.44	Hipertrófico
45	4.54	1.48	Hipertrófico	108	0.14	0.04	Eutrófico
46	0.15	0.05	Eutrófico	109	1.24	0.40	Hipertrófico
47	4.50	1.47	Hipertrófico	110	0.06	0.02	Mesotrófico
48	4.73	1.54	Hipertrófico	111	0.00	0.00	Oligotrófico
49	4.58	1.49	Hipertrófico	112	0.00	0.00	Oligotrófico
50	2.03	0.66	Hipertrófico	113	1.05	0.34	Hipertrófico
51	4.84	1.58	Hipertrófico	114	2.87	0.94	Hipertrófico
52	4.62	1.50	Hipertrófico	115	1.07	0.35	Hipertrófico
53	4.88	1.59	Hipertrófico	116	1.03	0.34	Hipertrófico
54	4.92	1.60	Hipertrófico	117	1.52	0.50	Hipertrófico
55	1.58	0.51	Hipertrófico	118	4.20	1.37	Hipertrófico
56	0.36	0.12	Hipertrófico	119	3.73	1.22	Hipertrófico
57	1.69	0.55	Hipertrófico	120	4.26	1.39	Hipertrófico
58	2.10	0.69	Hipertrófico	121	0.00	0.00	Oligotrófico
59	0.69	0.22	Hipertrófico	122	0.75	0.25	Hipertrófico
60	0.78	0.25	Hipertrófico	123	0.04	0.01	Mesotrófico
61	0.06	0.02	Mesotrófico	124	0.01	0.00	Oligotrófico
62	2.36	0.77	Hipertrófico	125	0.16	0.05	Eutrófico
63	0.00	0.00	Oligotrófico				

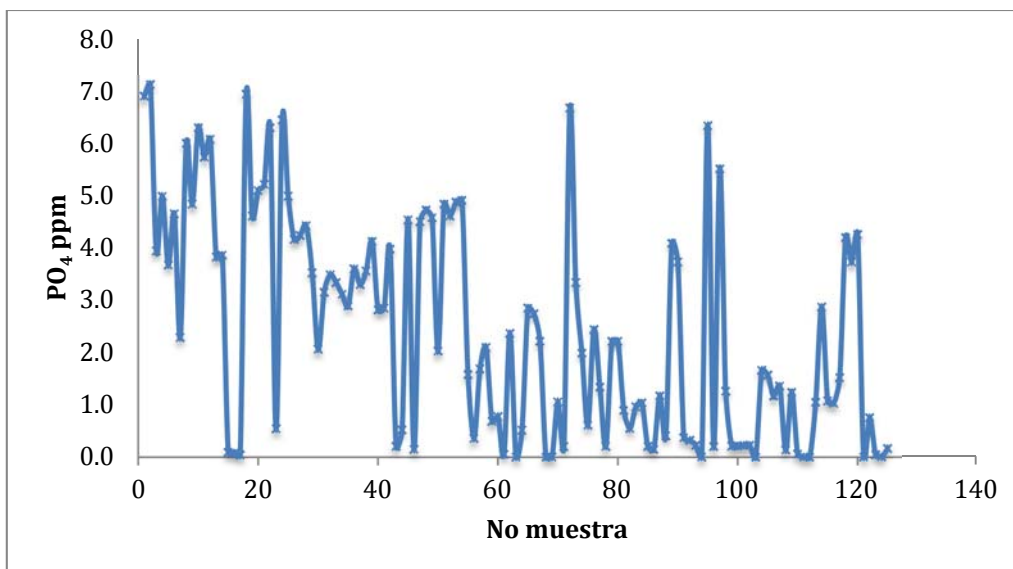


Figura 44 Distribución del contenido de Fosforo en ppm de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo.

En la Figura 44 se muestra la distribución del fosforo en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de boro en ppm.

5.4.12. Contenido de Nitratos

Los nitratos actualmente constituyen la principal “fuente de contaminación difusa” de las aguas (superficiales y subterráneas). La contaminación difusa tiende a adquirir cada vez mayor protagonismo en la degradación de los recursos hídricos, ya que cuanto mayor es el grado de depuración y limitación de los vertidos puntuales, mayor es el peso relativo de este tipo de contaminación, sobre todo si se tiene en cuenta que en determinadas cuencas hidrográficas la aportación de nitrógeno de origen difuso representa más del 50 por ciento del total de la cuenca.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) fija el límite de nitrato en el agua de consumo humano en 50 mg/l de nitrato (como N). En cambio, la Agencia para la Protección del Medio Ambiente Norteamérica (EPA) sitúa este límite en 10 mg/l de nitrato. Por su parte, la Comunidad Europea y siguiendo sus directrices, el Ministerio de Sanidad español fijan los niveles máximos permitidos de nitratos en 50mg/l de N (Directiva 91/676/CEE).

En la tabla 54 se muestra la clasificación de las aguas en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo de acuerdo a su contenido de nitrógeno y las diferentes concentraciones de acuerdo a las organizaciones mencionadas anteriormente y en la Figura 45 se muestra las concentraciones de nitratos en el cauce de la red hidrográfica del valle de México—valle Mezquital.

Tabla 54 Clasificación de las aguas de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de Nitrógeno en ppm.

No.	Nitratos (N-NO ₃) ppm	N ppm	Clasificación			No.	Nitratos (N-NO ₃) ppm	N ppm	Clasificación		
			EPA	OMS	MS Española				EPA	OMS	MS Española
1	19.91	15.49	No Cumple	Cumple	Cumple	64	16.10	12.52	No Cumple	Cumple	Cumple
2	33.97	26.42	No Cumple	Cumple	Cumple	65	13.90	10.81	No Cumple	Cumple	Cumple
3	8.78	6.83	Cumple	Cumple	Cumple	66	15.68	12.20	No Cumple	Cumple	Cumple
4	3.13	2.43	Cumple	Cumple	Cumple	67	14.18	11.03	No Cumple	Cumple	Cumple
5	14.96	11.63	No Cumple	Cumple	Cumple	68	2.49	1.93	Cumple	Cumple	Cumple
6	32.92	25.61	No Cumple	Cumple	Cumple	69	2.35	1.82	Cumple	Cumple	Cumple
7	10.51	8.17	Cumple	Cumple	Cumple	70	15.32	11.92	No Cumple	Cumple	Cumple
8	18.39	14.30	No Cumple	Cumple	Cumple	71	3.35	2.60	Cumple	Cumple	Cumple
9	16.86	13.12	No Cumple	Cumple	Cumple	72	3.07	2.39	Cumple	Cumple	Cumple
10	16.38	12.74	No Cumple	Cumple	Cumple	73	2.77	2.15	Cumple	Cumple	Cumple
11	15.66	12.18	No Cumple	Cumple	Cumple	74	0.54	0.42	Cumple	Cumple	Cumple
12	14.62	11.37	No Cumple	Cumple	Cumple	75	21.98	17.09	No Cumple	Cumple	Cumple
13	17.06	13.27	No Cumple	Cumple	Cumple	76	15.22	11.84	No Cumple	Cumple	Cumple
14	17.93	13.94	No Cumple	Cumple	Cumple	77	14.90	11.59	No Cumple	Cumple	Cumple
15	9.60	7.47	Cumple	Cumple	Cumple	78	16.90	13.15	No Cumple	Cumple	Cumple
16	17.32	13.47	No Cumple	Cumple	Cumple	79	15.32	11.92	No Cumple	Cumple	Cumple
17	15.38	11.96	No Cumple	Cumple	Cumple	80	14.68	11.42	No Cumple	Cumple	Cumple
18	18.67	14.52	No Cumple	Cumple	Cumple	81	17.06	13.27	No Cumple	Cumple	Cumple
19	19.07	14.83	No Cumple	Cumple	Cumple	82	16.66	12.96	No Cumple	Cumple	Cumple
20	19.91	15.49	No Cumple	Cumple	Cumple	83	17.65	13.72	No Cumple	Cumple	Cumple
21	11.17	8.69	Cumple	Cumple	Cumple	84	16.84	13.10	No Cumple	Cumple	Cumple
22	17.10	13.30	No Cumple	Cumple	Cumple	85	12.03	9.36	Cumple	Cumple	Cumple
23	17.65	13.72	No Cumple	Cumple	Cumple	86	11.21	8.72	Cumple	Cumple	Cumple
24	17.50	13.61	No Cumple	Cumple	Cumple	87	16.46	12.80	No Cumple	Cumple	Cumple
25	16.18	12.59	No Cumple	Cumple	Cumple	88	23.98	18.65	No Cumple	Cumple	Cumple
26	14.92	11.60	No Cumple	Cumple	Cumple	89	21.07	16.39	No Cumple	Cumple	Cumple
27	9.66	7.52	Cumple	Cumple	Cumple	90	23.18	18.03	No Cumple	Cumple	Cumple
28	10.53	8.19	Cumple	Cumple	Cumple	91	20.83	16.20	No Cumple	Cumple	Cumple

Continuación de la Tabla 54

No.	Nitratos (N-NO ₃) ppm	N ppm	Clasificación			No.	Nitratos (N-NO ₃) ppm	N ppm	Clasificación			
			EPA	OMS	MS Española				EPA	OMS	MS Española	
29	11.55	8.98	Cumple	Cumple	Cumple	92	20.25	15.75	Cumple	No	Cumple	Cumple
30	9.02	7.02	Cumple	Cumple	Cumple	93	21.01	16.34	Cumple	No	Cumple	Cumple
31	10.17	7.91	Cumple	Cumple	Cumple	94	22.26	17.31	Cumple	No	Cumple	Cumple
32	11.35	8.83	Cumple	Cumple	Cumple	95	14.68	11.42	Cumple	No	Cumple	Cumple
33	12.25	9.53	Cumple	Cumple	Cumple	96	16.72	13.01	Cumple	No	Cumple	Cumple
34	13.43	10.45	No Cumple	Cumple	Cumple	97	22.97	17.86	Cumple	No	Cumple	Cumple
35	12.47	9.70	Cumple	Cumple	Cumple	98	3.89	3.03	Cumple	Cumple	Cumple	Cumple
36	9.85	7.66	Cumple	Cumple	Cumple	99	16.18	12.59	Cumple	No	Cumple	Cumple
37	10.25	7.97	Cumple	Cumple	Cumple	100	17.14	13.33	Cumple	No	Cumple	Cumple
38	20.01	15.56	No Cumple	Cumple	Cumple	101	18.83	14.64	Cumple	No	Cumple	Cumple
39	21.05	16.38	No Cumple	Cumple	Cumple	102	18.61	14.47	Cumple	No	Cumple	Cumple
40	18.21	14.16	No Cumple	Cumple	Cumple	103	25.73	20.01	Cumple	No	Cumple	Cumple
41	0.90	0.70	Cumple	Cumple	Cumple	104	12.35	9.61	Cumple	Cumple	Cumple	Cumple
42	9.04	7.03	Cumple	Cumple	Cumple	105	16.04	12.48	Cumple	No	Cumple	Cumple
43	1.50	1.17	Cumple	Cumple	Cumple	106	14.42	11.21	Cumple	No	Cumple	Cumple
44	18.67	14.52	No Cumple	Cumple	Cumple	107	15.50	12.06	Cumple	No	Cumple	Cumple
45	17.95	13.96	No Cumple	Cumple	Cumple	108	36.23	28.18	Cumple	No	Cumple	Cumple
46	18.13	14.10	No Cumple	Cumple	Cumple	109	15.56	12.10	Cumple	No	Cumple	Cumple
47	18.65	14.50	No Cumple	Cumple	Cumple	110	0.48	0.37	Cumple	Cumple	Cumple	Cumple
48	4.91	3.82	Cumple	Cumple	Cumple	111	10.95	8.52	Cumple	Cumple	Cumple	Cumple
49	6.08	4.73	Cumple	Cumple	Cumple	112	0.74	0.58	Cumple	Cumple	Cumple	Cumple
50	20.15	15.67	No Cumple	Cumple	Cumple	113	17.16	13.35	Cumple	No	Cumple	Cumple
51	4.87	3.79	Cumple	Cumple	Cumple	114	13.64	10.61	Cumple	No	Cumple	Cumple
52	5.27	4.10	Cumple	Cumple	Cumple	115	17.12	13.32	Cumple	No	Cumple	Cumple
53	5.31	4.13	Cumple	Cumple	Cumple	116	16.66	12.96	Cumple	No	Cumple	Cumple
54	3.49	2.71	Cumple	Cumple	Cumple	117	18.93	14.72	Cumple	No	Cumple	Cumple
55	26.53	20.63	No Cumple	Cumple	Cumple	118	23.76	18.48	Cumple	No	Cumple	Cumple
56	19.27	14.99	No Cumple	Cumple	Cumple	119	24.88	19.35	Cumple	No	Cumple	Cumple

Continuación de la Tabla 54

No.	Nitratos (N-NO ₃) ppm	N ppm	Clasificación			No.	Nitratos (N-NO ₃) ppm	N ppm	Clasificación		
			EPA	OMS	MS Española				EPA	OMS	MS Española
57	18.49	14.38	No Cumple	Cumple	Cumple	120	24.76	19.26	No Cumple	Cumple	Cumple
58	20.89	16.25	No Cumple	Cumple	Cumple	121	1.52	1.19	Cumple	Cumple	Cumple
59	19.65	15.28	No Cumple	Cumple	Cumple	122	7.00	5.44	Cumple	Cumple	Cumple
60	18.79	14.61	No Cumple	Cumple	Cumple	123	1.32	1.03	Cumple	Cumple	Cumple
61	0.00	0.00	Cumple	Cumple	Cumple	124	0.00	0.00	Cumple	Cumple	Cumple
62	7.04	5.47	Cumple	Cumple	Cumple	125	0.00	0.00	Cumple	Cumple	Cumple
63	0.00	0.00	Cumple	Cumple	Cumple						

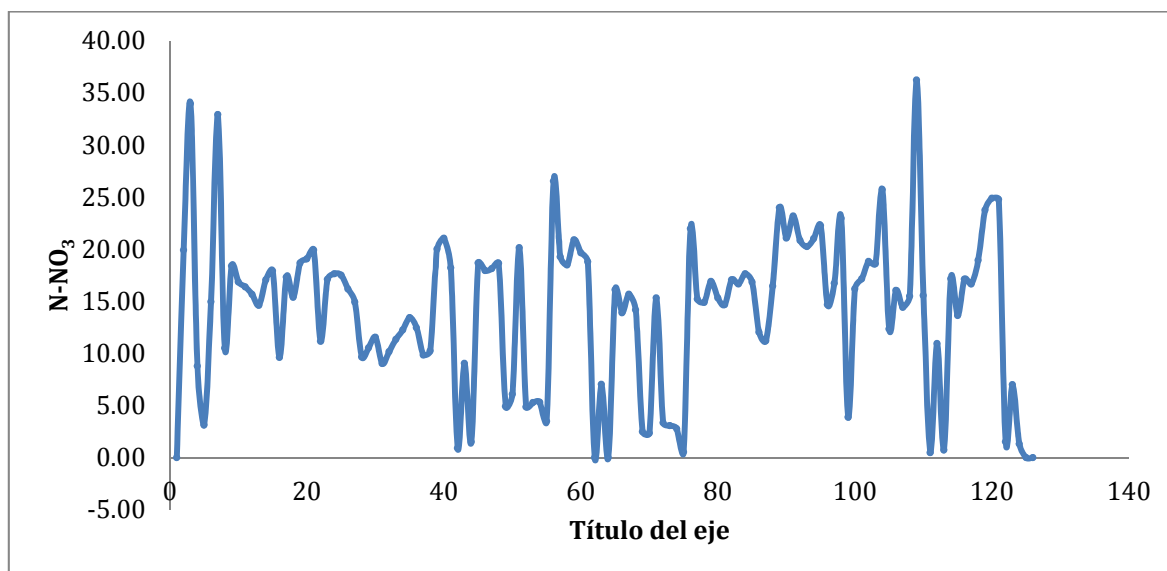


Figura 45 Distribución del contenido de nitrógeno en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de nitrógeno en ppm

5.4.13. Contenido de Sílice

El silicio es el segundo elemento de mayor abundancia en la litosfera. La fuente primaria del silicio en cuerpos acuáticos proviene de la meteorización o desgaste de feldespatos. Estos últimos constituyen el grupo más importante de minerales petrográficos. Están formados por aluminosilicatos de potasio, sodio, calcio y en raras ocasiones de bario.

La concentración del silicio en aguas interiores varía entre 0.1 y 4,000 mgL⁻¹. En ríos y lagos particularmente, la concentración del silicio, medida como sílice (SiO₂), oscila entre 0.2 y 60 mgL⁻¹. Estos valores podrían aumentar con el aporte de sílice y silicatos

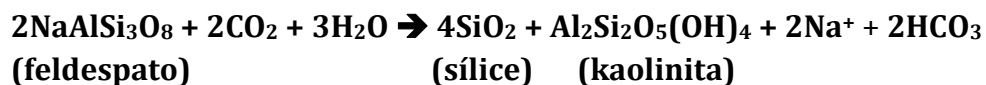
(SiO_4^{4-} y SiO_3^{2-}) provenientes de descargas industriales y domésticas. Ambos derivados del silicio se añaden al agua con varios propósitos. Estos forman parte de inhibidores de corrosión y de detergentes. Por otro lado, el silicio es un nutriente escaso en el ambiente marino, promediando valores alrededor de 5 mg L^{-1} . En ambientes salobres y en los salitrales se registran concentraciones de sílice mayores a 1000 mg L^{-1} . La solubilidad de la sílice aumenta con la temperatura, razón por la cual se registran concentraciones más altas de este nutriente en manantiales termales y en los géiser.

Una revisión mas general de la ocurrencia del silicio en el agua natural fue publicado por Ginzburg y Kabanova (1969) citado por John D. Hem (1985) dice que la gama de concentraciones de sílice más comúnmente observados en el agua natural es de 1 a aproximadamente 30 mg L^{-1} .

Sin embargo, las concentraciones de hasta 100 mg L^{-1} , no son comunes pero se encuentran, en el agua subterránea de algunas áreas. Davis (1964) citó a un valor medio de sílice de las aguas superficiales de 14 mg L^{-1} . Las concentraciones más elevadas se encuentran en las aguas subterráneas están relacionados con el tipo de roca con las que están en contacto y la temperatura del agua.

El ciclo biogeoquímico del silicio es relativamente sencillo, cuando se le compara con los ciclos de nitrógeno, fósforo o hierro. Básicamente se conocen sólo dos fuentes primarias de silicio en los ambientes acuáticos: 1.- El aporte de sílice y silicatos proveniente de los sedimentos y 2.- El aporte aloctótono (exógeno) de sílice y silicatos. El aporte de los sedimentos se deriva de la meteorización de depósitos minerales (feldespatos), de la liberación de sílice y silicatos de sedimentos anóxicos en cuerpos de agua eutróficos (material absorbido a arcillas).

Las rocas que contienen silicio componen cerca de 70 por ciento de la corteza terrestre, siendo así la principal fuente de silicio para los cuerpos de agua superficiales y las aguas subterráneas. La lluvia, los manantiales y los lixiviados de suelos contienen una alta concentración de CO_2 . Este último, mineraliza las rocas silíceas liberando sílice (SiO_2) de acuerdo con la siguiente reacción :



La determinación de las formas solubles de silicio se basa en la reacción del ácido ortosilícico (H_4SiO_4) con el molibdato para generar la molécula del ácido silicomolibdénico. Cuando este producto es reducido se genera un compuesto de color

azul intenso. Finalmente, medimos la absorbancia a 650 nm para determinar la concentración de silicio.

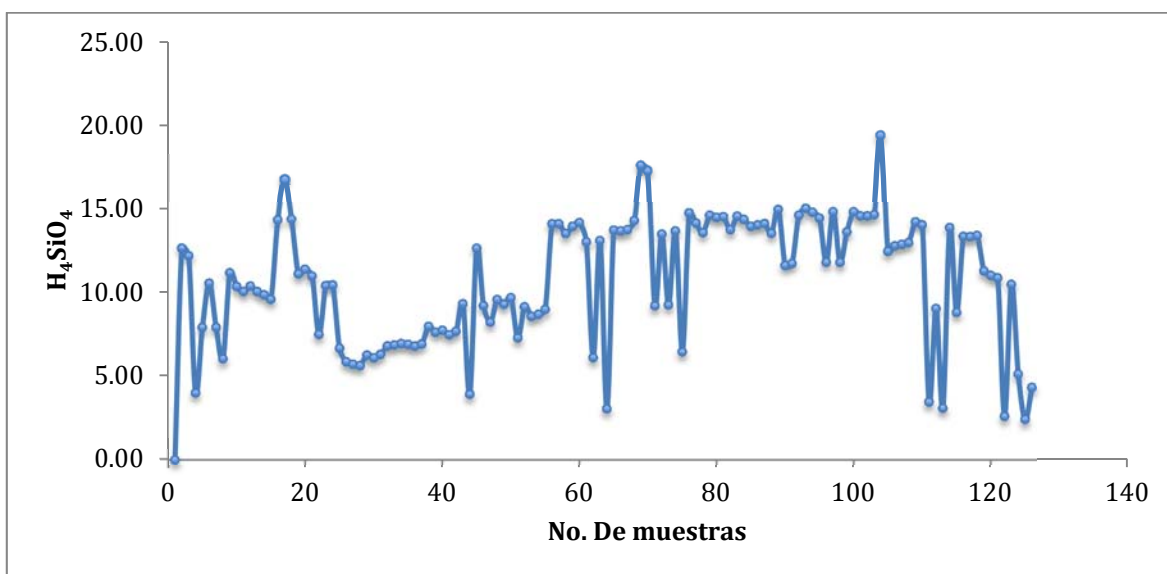


Figura 46 Distribución del contenido de sílice en ppm de la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Hidalgo.

Tabla 55 Distribución del contenido de sílice en la red hidrográfica del Valle de México—Valle del Mezquital Edo. de Hidalgo de acuerdo a su contenido de sílice en ppm.

No. Muestra	Sílice ppm	No. Muestra	Sílice ppm	No. Muestra	Sílice ppm
1	12.68	43	3.94	85	14.07
2	12.22	44	12.67	86	14.15
3	4.01	45	9.23	87	13.56
4	7.94	46	8.24	88	14.99
5	10.57	47	9.60	89	11.64
6	7.94	48	9.32	90	11.76
7	6.06	49	9.71	91	14.65
8	11.20	50	7.30	92	15.06
9	10.38	51	9.16	93	14.83
10	10.07	52	8.59	94	14.47
11	10.40	53	8.72	95	11.84
12	10.07	54	9.01	96	14.85
13	9.88	55	14.12	97	11.82
14	9.61	56	14.14	98	13.65
15	14.37	57	13.55	99	14.85

Continuación de la Tabla 55

No. Muestra	Sílice ppm	No. Muestra	Sílice ppm	No. Muestra	Sílice ppm
16	16.81	58	13.98	100	14.61
17	14.42	59	14.20	101	14.61
18	11.13	60	13.05	102	14.69
19	11.41	61	6.12	103	19.44
20	11.00	62	13.13	104	12.49
21	7.52	63	3.05	105	12.81
22	10.43	64	13.75	106	12.90
23	10.47	65	13.70	107	13.00
24	6.68	66	13.78	108	14.25
25	5.87	67	14.33	109	14.07
26	5.73	68	17.64	110	3.46
27	5.64	69	17.34	111	9.06
28	6.28	70	9.23	112	3.09
29	6.11	71	13.51	113	13.91
30	6.31	72	9.28	114	8.83
31	6.83	73	13.70	115	13.38
32	6.88	74	6.47	116	13.36
33	6.97	75	14.79	117	13.43
34	6.91	76	14.17	118	11.31
35	6.81	77	13.60	119	11.04
36	6.94	78	14.65	120	10.90
37	7.99	79	14.52	121	2.61
38	7.64	80	14.56	122	10.51
39	7.76	81	13.78	123	5.14
40	7.49	82	14.58	124	2.43
41	7.69	83	14.39	125	4.33
42	9.34	84	13.98		

6. CONCLUSIONES

Debido a que antiguamente el Valle de México fue una cuenca cerrada en donde se originó un sistema lagunario integrado por cinco lagos Texcoco, Xaltocan, Zumpango, Xochimilco y Chalco, y en los cuales a su vez en temporada de lluvias, se forma un solo lago con una superficie de 2000km², por lo que entonces la cuenca fue orientada para desalojar estas grandes cantidades de agua. Para este efecto se construyó el tajo de Nochistongo, las aguas residuales sin tratamiento de la zona metropolitana del Valle de México son conducidas por el gran canal oriente y el gran tajo de Nochistongo para consecuentemente regar el Valle del Mezquital

Con la utilización de los datos experimentales de Σ cationes y de Σ aniones se establecieron las siguientes relaciones funcionales $y=a_1\Sigma$ cationes y $y=a_2\Sigma$ aniones. El valor de a_1 fue de 9.75 y el de a_2 fue de 9.52. El intervalo de aceptación para los diferentes valores de aceptación para los diferentes valores de a es 9.0—12.0. El valor de a en la relación funcional $y=aCE$ fue de $a=692.1$.

El valor de a en la relación funcional $y= aSTD$ fue de $a= 710.4$. El valor de a para los diferentes tipos de salinidad es de $a=500—750—1200$. De acuerdo con los valores de a para las relaciones funcionales $y=aCE$ y $y=aSTD$, estos corresponde a valores de aguas ricas en bicarbonatos.

Clasificación con relación a su conductividad eléctrica (CE). La CE de las aguas de la red hidrográfica del valle de México—valle del Mezquital, Hidalgo, nos indica su concentración salina, estas concentraciones salinas se puede ver reflejada en la productividad agrícola, así como el deterioro de los suelos donde es utilizada debido a que el tipo de suelos en el valle del Mezquital es muy variado y el porcentaje mayor de acuerdo a esta clasificación fue altamente salina, esto quiere decir que este tipo de aguas no puede usarse en suelos con drenaje deficiente, hacer practicas de control de salinidad y cultivar especies tolerantes a la salinidad.

Se calculó la relación de adsorción de sodio (RAS) de cuatro diferentes formas, este parámetro nos muestra la peligrosidad de las aguas de riego con respecto al sodio, así como las dosificaciones de las enmiendas requeridas con respecto al sodio. De acuerdo a los datos analíticos presentados en este trabajo se determinó una relación entre el RAS_{orig} y las otras tres formas de calcular el RAS. Quedando $RAS^{\circ}=1.12 RAS_{orig}$, $RAS_{villafañe}=1.27 RAS_{orig}$, y $RAS_{adj}= 2.27RAS_{orig}$, estos parámetros se pueden utilizar para calcular el RAS en cualquier lugar de la red hidrográfica del valle de México—valle del Mezquital, Hidalgo. también se observó que las tres formas de calcular el RAS (RAS° , RAS_{orig} , y $RAS_{villafañe}$) los valores son muy similares y que el RAS_{adj} sobre estima los problemas de ocasionados por el sodio siendo este último casi el doble de los anteriores.

Las diferentes formas de calcular el RAS relacionándolo con la conductividad eléctrica, permiten determinar los problemas de infiltración que las aguas de la red hidrográfica del valle de México—valle del Mezquital, Hidalgo, pueden ocasionar. Teniendo como parámetro general una reducción ligera en la infiltración.

De acuerdo con los contenidos de boro las concentraciones de este va en aumento y siendo este un elemento esencial para las plantas, pero a su vez en concentraciones altas es excesivamente toxico.

Las concentraciones de ortofosfato y nitrógeno está muy relacionadas con la eutrofización de las aguas, pero las aguas de la red hidrográfica del valle de México—valle del Mezquital, Hidalgo no tienen este problema, debido a que el aguas esta en constante movimiento lo que le da una oxígeno disuelto a estas aguas y una autodepuración.

7. RECOMENDACIONES

Para el manejo adecuado de las aguas residuales que derivan de la zona metropolitana del Valle de México y que riegan el Valle del Mezquital se requiere que a estas aguas residuales se apliquen distintas dosis de yeso agrícola. También par este efecto se pueden utilizar distintas asociaciones de yeso—azufre.

8. BIBLIOGRAFÍA

Aceves N. E. 1979. El ensalitramiento de los suelos bajo riego, Biblioteca Básica de Agricultura, 2da Edición 2011. 205 pág.

Aceves N., E. y V. Palacios O. 1970. Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados. Chapingo.

Adams, F. 1971. Ionic Concentrations and Activities in Soil Solutions. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35:420-426

Alvarado L.J.2009. Redacción y preparación del artículo científico. Tercera edición. Colegio de Postgraduados. 285pág.

Aguilera C., M.; Martínez E., R. 1996. Relaciones agua-suelo-planta atmósfera. Editorial Universidad Autónoma de Chapingo. México.

Aguirre G. A., 1993. Química de los suelos salinos sódicos. 1ª edición. Editorial Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. México.345-400 pág.

APHA- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992

Ayers, R. S. y Westcot. D. W., 1976 . Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and Drainage Paper. 1. Rome. 174 pág

Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water Quality for agriculture. FAO. Irrigation and Drainage Paper 29. Rev. 1, Roma (Italia). 174 pág.

Azcón-Bieto, J., Talón, M. 2008, Fundamentos de Fisiología Vegetal. Capitulo 29: Fisiología de las plantas y el estrés (2nd ed.) Interamericana-McGraw-Hill, Madrid, pp. 577-597.

Badia V. D., (1999) Suelos afectados por sales, Unidad de Ecología (UAB), Ballaterra, Barcelona

Bajwa, M. S., O. P. Choudhary, and A. S. Josan. 1992. Effect of Continuous Irrigation with Sodic and Saline-Sodic Waters on Soil Properties and Crop Yields under Cotton-Wheat Rotation in Northwestern India. Agric. Water Manage. 22:345-356.

Baruah, T. C., R. Pal., S. R. Poonia and R. S. Siyag. 1983. Exchange Equilibria of Sodium versus Calcium and Potassium in Some Aridisols. J. Indian Soc. Soil Sci. 31:394-402.

Bauder, T.A., Waskom, R.M. and Davis, J.G., 2007. Irrigation Water Quality Criteria. Colorado State University Cooperative Extension (USA). 7/03. n^o.0.506. www.ext.colostate.edu

Besoain, E. 1985, Mineralogía de arcillas de suelos. Ediciones Centro Iberoamericano de documentación e información agrícola CIDIAT.

Besoain, E. 1970. Curso de Mineralogía de suelos” Ediciones Instituto interamericano de ciencias agrícolas.

Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. W. Akin, and M.G. Keyes. 1965. An Index of the Tendency of CaCO₃ to Precipitation from Irrigation Waters, Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 29:91-92

Bower, C. A., and J. O. Goertzen. 1955. Negative Adsorption of Salts by Soils. Soil Sci. Soc. Proc. 19:147-151.

Canovas C. J., 1978. Calidad Agronómica de las agua de riego. Publicaciones de extensión agraria. Madrid (España).

Cornelius, K., Cornelius, S 207. Manual de Mineralogía” Editorial Reverté, 4^a Edición 410-480 pág.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 1995. Propuesta para la creación del centro de estudios sobre uso de aguas residuales en el Valle del Mezquital. México, D. F. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gerencia Regional de Aguas del Valle de México.

Crosbie, R. S., J. D. Hughes, J. Friend and B. J. Baldwin. 2007. Monitoring the Hydrological Impact of Land use Change in a Small Agricultural Catchment Affected by Dryland Salinity in Central NSW, Australia. Agric. Water Manage. 88:43-53.

Chauhan, C. P. S., and B. R. Tripathi. 1983. Reclamation Studies on Highly Saline-Sodic Soil of Semi-arid Tract in Uttar Pradesh. J. Indian Soc. Soil Sci. 31:587-595.

Chawla, K. L., and I. P. Abrol. 1982. Effect of Gypsum Fineness and Method of Incorporation on Reclamation of Sodic Soils. J. Indian Soc. Soil Sci. 30(3):348- 352.

Del Valle F., H. 1992. Prácticas de relaciones agua-suelo-atmósfera. Editorial Universidad Autónoma de Chapingo. México.

Duque-Escobar, G., 2003. Manual de geología para ingenieros. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Manizales. Rev. 2013. 700 pág.

Doneen, L. D. 1975. Water Quality for Irrigated Agricultural. In: A. Poljakoff, Mayber A., and J. Gale (eds.). Plant in Saline Environments. Springer-Verlang. New York. U. S. A.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2008. AQUASTAT, FAO's Information System on Water and Agriculture. (Disponible en <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/globalmaps/index.stm> descargado 2 December 2008).

FAO (Food and Agriculture Organization). 2004. Economic valuation of water resources in agriculture: From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. FAO Water Reports 27. FAO, Rome.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2002. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 47, FAO, Rome FAO. 2008.

Fitz E. A. P. 1984. Suelos su formación clasificación y distribución. Compañía editorial continental, S.A. de C.V., México. 220-310 pág.

García, J. 1990 Marco de referencia sobre el tratamiento de aguas residuales en México. En: Memorias de las conferencias sobre: Tratamiento anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. Ciudad Universitaria, México, D.F. 8-9 de Noviembre. 1990.

Greenberg, A. E. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. APHA, AWWA, WEF.

Griffin, R. A., and J. J. Jurinak. 1973. Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity of Natural Aquatic Systems and Soil Extracts. Soil Sci. 116(1):26-30.

Harron, W. R. A., G. R. Webster, and R. R. Cairns. 1983. Relationship between Exchangeable Sodium and Sodium Adsorption Ratio in a Solonchic Soil Association. Can. J. Soil Sci. 63:461-467.

Harwad, M. E., and N. T. Coleman. 1953. Ion Exchange Equilibria on the Presence of Small Amounts of Electrolyte. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 17:339- 342.

Hoffman, G. J., R. S. Ayers, E. J. Doering, and B. L. Mc Neal. 1990. Salinity in Irrigated Agriculture.. *In: Agricultural Irrigation*. Chapter 5. Agronomy Monograph No. 30. Madison. pág. 145-185

Kopittke, P. M., H. B. So, and N. Menzies. 2006. Effect of Ionic Strength and Clay Mineralogy on Na-Ca Exchangeable and the SAR-ESP Relationship. Euro. J. Soil Sci. 57:626-633.

Kovda, V. A., C. Vanden Berg C., and R. M. Hogan. 1967. International Source Book on Irrigation and Drainage of Arid Lands in Relation to Salinity and Alkalinity. FAO/UNESCO.

Langelier, W. F. 1936. The Analytical Control of Anti-Corrosion Water Treatment. J. Am. Water Works Assn.

Marín G., M.; Aragón R., P.; Gómez B., C. 2002 Análisis químico de suelos y aguas. Manual de laboratorio. Editorial Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España.

Mass, E.V., 1990. Crop Salt Tolerance. Agricultural Salinity Assessment and Management Manual. K.K. Tanji (ed.). ASCE, New York USA).

McNeal, B. L. 1968. Prediction of the Effect of Mixed-Salt Solutions on Soil Hydraulic Conductivity. Soil Sci. Soc. Am.

Mujeriego, R. (ed.) 1990. Manual Práctico de Riego con Agua Residual Municipal Regenerada, Edición de la Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona (Traducción al español por Pettygrove and Asano, 1985).

Munns, R., and M. Tester. 2008. Mechanisms of Salinity Tolerance. Annu. Rev. Plant Biol. 59:651-681.

Murtaza, G., A. Ghafoor, and M. Qadir. 2006. Irrigation and Soil Management Strategies for Using Saline-Sodic Water in a Cotton-Wheat Rotation. Agric. Water Manage. 81:98-114.

Nadler, A., and M. Magaritz. 1981. Expected Desviations from the ESP-SAR Empirical Relationships in Calcium and Sodium-Carbonate-Containing Arid Soils: Field Evidence. Soil Sci. 131(4):220-225.

Naidu, R., and P. Rengasamy. 1993. Ion Interaction and Constraints to Plant Nutrition in Australian Sodic Soils. Aust. J. Soil Sci. 31:801-819.

Negi, A. S., and A. B. Ghosh. 1980. Irrigation Water Quality of the Cold and Arid Region in Himachal Pradesh. J. Indian Soc. Soil Sci. 28(3):410-411.

Noyola, A. Los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales. En: I Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetalera. Xalapa, Ver. México. 12-15 de abril. 1989.

Núñez, J 1981. Fundamentos de Edafología. Editorial UNED, San José, Costa Rica.

Okun, D.A. 2002. Water reuse introduces the need to integrate both water supply and wastewater management at local and regulatory level. Water Science & Technology.

Ortega M., Y. M. y Ma. J. S. Cíntora G. 2005. Boro, fósforo e índices de salinidad en las aguas residuales para riego agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo. Tesis de

Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. México, D.F.

Ortega E., M. 1993. Causas del ensalitramiento y su efecto sobre los suelos. Colegio de Postgraduados. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México.

Pescod, M. B. 1992. Wastewater Treatment and Use in Agricultural. pp.114- 117. Irrigation and drainage. Paper 47. FAO. Rome.

Pizarro F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2a. edición. Editorial Agrícola Española. Madrid, España.

Ponnamperuma, F. N., E. M. Tianco, and T. A. Loy. 1966. Ionic Strengths of the Solutions of Flooded Soils and Other Natural Aqueous Solutions from Specific Conductance. Soil Sci. 102(6):408-413.

Porcelli, A. C., F. H. G. Boem and R. S. Lavado. 1995. The K/Na and Ca/Na Ratios and Rapseed Yield, under Soil Salinity and Sodcity. Plant and Soil. 175:251-255.

Smith, D.G., William, B.L., Fox, E.G., 1985. Water Quality Standars. In: Ocean outfall cand book. Water and Soil Miscelaneous publications No.5 y 6 RI.Z.

Terrón, P. U., 2002. Fitotecnia: ingeniería de la producción vegetal. Ediciones Mundi-Prensa (Madrid).

Valverde J. C., 2007. Riego y Drenaje, Editorial Universidad Estatal a Distancia San José Costa Rica. 817pág.

Water at a Glance: The relationship between water, agriculture, food security and poverty. Rome, FAO. Disponible en: (<http://www.fao.org/nr/water/docs/waterataglance.pdf>, descargado 23 November 2008).

Wild A.,1989. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Edición española. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 450-510