

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA

**“ANTONIO NARRO”
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**SALINIDAD-SODICIDAD Y PRESENCIA DE IONES
SOLUBLES ASOCIADOS A INDICADORES
HIDROGEOQUÍMICOS DEL AGUA DE BOMBEO PARA
NAVIDAD, NUEVO LEÓN**

POR

JETZAHIEL LUCAS JACOBO

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**INGENIERO AGRÓNOMO
EN IRRIGACIÓN**

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

ABRIL DE 2014

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

**SALINIDAD-SODICIDAD Y PRESENCIA DE IONES SOLUBLES
ASOCIADOS A INDICADORES HIDROGEOQUÍMICOS DEL AGUA DE
BOMBEO PARA NAVIDAD, NUEVO LEÓN**

POR:

JETZAHIEL LUCAS JACOBO

TESIS

**QUE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ ASESOR COMO
REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

INGENIERO AGRÓNOMO EN IRRIGACIÓN

**ASESOR
PRINCIPAL**



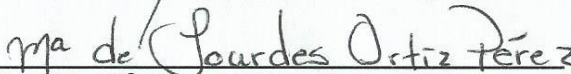
Ph. D. Vicente de Paul Alvarez Reyna

ASESOR



M.C. Miguel Palomo Rodríguez

ASESOR



Ing. Mª de Lourdes Ortiz Pérez

ASESOR



M.C. Federico Vega Sotelo

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Dr. Francisco Javier Sánchez Ramos



**Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas**

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

ABRIL DE 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

TESIS DE EL C. JETZABEL LUCAS JACOBO QUE SOMETE A LA
CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR, COMO REQUISITO
PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO AGRÓNOMO EN IRRIGACIÓN

APROBADA POR:

PRESIDENTE:


Ph. D. Vicente de Paul Alvarez Reyna

VOCAL


M.C. Miguel Palomo Rodríguez

VOCAL


M.C. Federico Vega Sotelo

VOCAL SUPLENTE


Dr. Jorge Luis Villalobos Romero

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS


Dr. Francisco Javier Sánchez Ramos



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

ABRIL DE 2014

AGRADECIMIENTOS

A mi **“ALMA TERRA MATER”** por la oportunidad que me brindó de formarme como un profesional y mejor persona, por darme un espacio entre sus filas, es un privilegio y una gran satisfacción egresar de mi **UAAAN UL**.

Al **Ph. D. Vicente De Paul Álvarez Reyna** por su gran apoyo para la realización de este trabajo de tesis, gracias por su amistad y su sabiduría brindada durante mi formación profesional.

Al **M. C. Miguel Palomo Rodríguez** por su gran dedicación y asesoría durante la realización de este trabajo, gracias por brindarme su amistad, aprendí mucho de usted, reciba mi más sincero respeto y admiración.

Al **Ing. Ma. de Lourdes Pérez Ortiz** por su dedicación y apoyo en la elaboración y preparación de esta tesis. Muchas gracias por todo.

Al **MC. Federico Vega Sotelo** por su valioso aporte en la elaboración de mi tesis, gracias por su amistad y apoyo. Reciba mi más sincero respeto y admiración.

A **todo el personal docente del Departamento de Riego y Drenaje de la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro” Unidad Laguna**, estoy infinitamente agradecido por la formación profesional que recibí de ustedes.

DEDICATORIAS

A DIOS:

Por ser el centro de mi fe, por brindarme amor, salud, paciencia y todas esas bendiciones a mi vida.

A MIS PADRES:

Miguel Lucas Castillo† y Josefina Jacobo Montalvo† que a pesar de no tenerlos conmigo físicamente, habitan en mi corazón desde siempre. Con mucho amor esto es para ustedes.

A MI HIJO:

Jetzahel Lucas Fernández que desde tu llegada has iluminado mi camino, eres mi bendición, mi fortaleza y lo que más amo en esta vida.

A MI ESPOSA:

Adriana Fernández González por ser la mujer que siempre soñé tener y quien ha sabido inspirar con amor cada una de las metas que he logrado.

A MIS HERMANOS:

Miguel, Nathanael, Shirley, Gamalihel y Jossué por todo el apoyo incondicional que he recibido de ustedes en todos estos años, por sus consejos y algunos regaños han hecho de mí una persona de bien, un profesionalista.

CONTENIDO

	Pág.
AGRADECIMIENTOS.....	II
DEDICATORIAS.....	III
CONTENIDO.....	IV
ÍNDICE DE CUADROS.....	VIII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IX
RESUMEN.....	XI
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Importancia.....	2
1.2. Justificación.....	4
1.3. Objetivos generales.....	5
1.4. Objetivos específicos.....	5
1.5. Hipótesis.....	5
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	6
2.1. Origen de las sales	6
2.2. Efecto de las sales sobre el suelo.....	9
2.3. Efecto de las sales sobre las propiedades físicoquímicas del suelo.....	10
2.4. Efecto de las sales sobre las plantas.....	11
2.5. Clasificación de suelos salinos, sódicos y alcalinos.....	13

2.6. Calidad del agua subterránea en las regiones áridas y semiáridas.....	18
2.6.1. Características de las regiones áridas y semiáridas.....	18
2.6.2. Distribución de la salinidad en México.....	20
2.6.3. Calidad química de los acuíferos.....	21
2.7. Índices de clasificación química del agua de riego.....	23
2.7.1. Conductividad eléctrica.....	25
2.7.2. Relación de adsorción de sodio.....	26
2.7.3 Otros indicadores de salinidad y sodicidad.	31
2.7.3.1. Salinidad efectiva.....	31
2.7.3.2. Salinidad potencial.....	32
2.7.3.3. Carbonato de sodio residual...	33
2.7.3.4. Porcentaje de sodio posible....	33
2.7.4 Iones específicos.....	34
2.8. Hidrogeoquímica.....	37
2.8.1. Diagrama de Piper.....	38
2.8.2. Diagrama de Schoeller- Berkaloff.....	39
2.8.3. Relaciones hidrogeoquímicas.....	39
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	43
3.1. Localización y características del sitio de estudio.....	43
3.2. Geología del área.....	43

3.3.	Hidrogeología.....	48
3.4.	Parámetros hidráulicos.....	49
3.5.	Piezometría.....	50
3.6.	Comportamiento hidráulico.....	51
	3.6.1. Profundidad al nivel estático.....	51
	3.6.2. Elevación del nivel estático.....	51
3.7.	Muestreo.....	55
3.8.	Determinaciones analíticas.....	56
3.9.	Cálculo de índices de clasificación.....	59
3.10.	Hidrogeoquímica.....	60
3.11.	Análisis de la información.....	60
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		62
4.1.	Estadística descriptiva de los indicadores de calidad del agua de bombeo e iones solubles.....	62
4.2.	Clasificación química del agua de bombeo.....	62
	4.2.1. Salinidad (CE) y sodicidad (RAS).....	62
	4.2.2. Sólidos disueltos totales y potencial de hidrógeno.....	66
	4.2.3. Salinidad Efectiva, Salinidad Potencial, Carbonato de Sodio Residual y Porcentaje de Sodio Posible.....	67
	4.2.4. Riesgo de toxicidad por iones Sodio y Cloruro.....	70
4.3.	Relaciones funcionales entre los indicadores de la calidad del agua de riego y sales solubles.....	73

4.4.	Hidrogeoquímica del Valle de Navidad, N. L.....	76
4.4.1.	Diagrama de Piper.....	76
4.4.2.	Diagrama de Schoeller-Berkaloff.....	79
4.4.3.	Radicales hidrogeoquímicos.....	81
4.4.4.	Estadística descriptiva de los radicales asociados a indicadores de calidad del agua de bombeo.....	85
V.	CONCLUSIONES.....	88
VI.	BIBLIOGRAFÍA.....	89
VII.	ANEXOS.....	100

ÍNDICE DE CUADROS

	Pág.
Cuadro 1. Clasificación de suelos según la tolerancia de los cultivos a sales (Adaptado de Van Hoorn y Van Alphen, 1994).....	16
Cuadro 2. Superficie con problemas de salinidad en los distritos de riego más afectados.....	21
Cuadro 3. Valores de Ca^0 para calcular el RAS corregido de la ecuación anterior.....	29
Cuadro 4. Propiedades hidrogeológicas de las formaciones.....	50
Cuadro 5. Rango de observaciones mínimo, máximo, media y desviación estándar para los parámetros químicos del agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	63
Cuadro 6. Cuadro de doble entrada que indica los coeficientes de determinación (r^2) y que asocian la relación funcional que existe entre CE, RAS, SDT y pH con los iones solubles Ca^{+2} , $Ca^{+2}+Mg^{+2}$, Mg^{+2} , Na^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} y Cl^- para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	75
Cuadro 7. Cuadro de doble entrada de los coeficientes de determinación (r^2) y que asocian la relación funcional que existe entre CE, RAS, SDT y pH con los indicadores Salinidad Efectiva, Salinidad Potencial, Carbonato de Sodio Residual y Porcentaje de Sodio Posible para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	76
Cuadro 8. Estadística descriptiva de los radicales hidrogeoquímicos del agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	86
Cuadro 9. Coeficientes de determinación (r^2) que asocian la relación funcional que existe entre CE ($dS\ m^{-1}$), RAS, SDT (ppm), SE, SP, CSR Y PSP con las relaciones iónicas rMg/rCa , $rCl/rHCO_3$, rSO_4/rCl y rNa/rCl para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	86

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Localización del área de estudio.....	44
Figura 2. Mapa Geológico de la región Manzanera-Zapaliname, donde se ubica el Valle de Navidad, Nuevo León.....	45
Figura 3. Curvas de igual profundidad al nivel estático, 2004 (m).....	52
Figura 4. Curvas de igual elevación del nivel estático, 2004 (msnm).	55
Figura 5. Frecuencia relativa de los valores de salinidad del agua de bombeo del Valle de Navidad N. L.....	64
Figura 6. Frecuencia relativa de valores que corresponden a la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) para agua de bombeo de Navidad, N. L.....	65
Figura 7. Diagrama de clasificación por salinidad (C1, C2, C3 y C4), así como sodicidad (S1, S2, S3 y S4) donde quedan ubicados los 54 pozos de bombeo para el Valle de Navidad, N. L.....	65
Figura 8. Frecuencia relativa de Sólidos Disueltos Totales y pH en el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	67
Figura 9. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para el parámetro Salinidad Efectiva en el Valle de Navidad, N. L.....	68
Figura 10. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para Salinidad Potencial en el Valle de Navidad, N. L.....	69
Figura 11. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para Carbonato de Sodio Residual en el Valle de Navidad, N. L.....	70
Figura 12. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para el Porcentaje de Sodio Posible en el Valle de Navidad, N. L.....	70
Figura 13. Frecuencias relativas del ión específico Na ⁺ del agua	

debompeo del Valle de Navidad, N. L.....	72
Figura 14. Frecuencias relativas de cloruros como ión específico en agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	72
Figura 15. Diagrama de Piper que resume el carácter químico de las muestras de agua (A1-A17) de bombeo del Valle de Navidad, N. L. ...	78
Figura 16. Diagrama de Piper que resume el carácter químico de las muestras de agua (A18-A34) de bombeo del Valle de Navidad, N. L. .	78
Figura 17. Diagrama de Piper que resume el carácter químico de las muestras de agua (A35-A51) de bombeo del Valle de Navidad, N. L. .	79
Figura 18. Representación de los resultados de análisis físicoquímicos y facies hidroquímicas en el diagrama de Schoeller- Berkaloff (A1-A17) para el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	80
Figura 19. Representación de los resultados de análisis físicoquímicos y facies hidroquímicas en el diagrama de Schoeller- Berkaloff (A18-A34) para el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	80
Figura 20. Representación de los resultados de análisis físicoquímicos y facies hidroquímicas en el diagrama de Schoeller- Berkaloff (A35-A51) para el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.....	81

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue determinar la salinidad-sodicidad y presencia de iones solubles en el agua de bombeo de Navidad Nuevo León, que se utiliza para irrigación, con el propósito de asociarlos a indicadores hidrogeoquímicos. Las zonas de estudio corresponden a los fraccionamientos Navidad, El Prado, Guadalupe y Zacatal, incluyendo a las áreas agrícolas del fraccionamiento Valle del Paraíso, Colonia Menonita, y El Cuije. Fueron muestreados 51 pozos de bombeo y se determinaron en laboratorio los parámetros Conductividad Eléctrica (CE) dS m^{-1} y pH, así como los iones solubles Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} y Cl^- . Se establecieron los indicadores salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), carbonato de sodio residual (CSR) y porcentaje de sodio posible (PSP). Por regresión lineal simple se identificaron los iones solubles que se encuentran asociados a CE, SDT, RAS, SE, SP, CSR y PSP. Se utilizaron los diagramas de Piper y Schoeller-Berkaloff y se establecieron los radicales hidrogeoquímicos $r\text{Mg}/r\text{Ca}$, $r\text{Cl}/r\text{HCO}_3$, $r\text{Na}/r\text{Cl}$ y $r\text{SO}_4/r\text{Cl}$ para conocer las reacciones fisicoquímicas que presenta el agua subterránea y la evolución de las mismas. Los valores de CE (dS m^{-1}) se encuentran representados un 60.78 por ciento de los pozos como C3 o altamente salina, mientras que para la RAS un 94.12 por ciento es clasificada como S1 (agua baja en Na^+). Los indicadores SE y SP muestran una clasificación condicionada para su uso agrícola. El indicador CSR señala una clasificación baja para ocasionar riesgos de sodicidad al suelo. En iones específicos se tienen cloruros donde predomina una concentración excelente

con valores 1 a 2 meq L⁻¹, seguida por rangos de 2 a 3 meq L⁻¹ y es clasificada como agua sin problema. En el caso de sodio como ión específico, predomina agua con valores < a 3 meq L⁻¹ que la ubica como baja en riesgo de fitotoxicidad, aunque el riesgo aumenta si se aplica el riego utilizando el sistema de aspersión - pivote central; riesgo que desaparece cuando el agua se aplica a través de riego superficial. El análisis hidrogeoquímico indica que el agua se clasifica dentro de la familia sulfatada y/o clorurada cálcico-magnésica, y existe una segunda facie o familia determinada como Bicarbonatada cálcico-magnésica. Aflora así también una secuencia de yesos y calizas dolomíticas, responsables del aporte de sales solubles al agua de bombeo. La relación rMg/rCa baja, contenido alto de SDT y valores altos de CE, se asocian a pozos ubicados en la planicie o la zona de descarga. La relación rMg/rCa con valor alto y valores de SDT y CE bajos, indican la zona de recarga. Se debe implementar un programa integral de manejo del agua de riego, en frecuencia y lámina, que son determinantes para favorecer una fracción de lixiviado y mantener las sales fuera del sistema de raíces; además se debe restringir el uso de cultivos sensibles a salinidad para evitar problemas de baja rentabilidad. El afloramiento de sales solubles en el suelo que han aparecido en algunas parcelas de cultivo, no se pueden asociar a la calidad del agua de riego utilizada. Este problema puede estar asociado a aguas freáticas someras, que deben ser evaluadas en la zona de estudio.

Palabras clave: *Salinidad, sodicidad, relaciones iónicas, Hidrogeoquímica, iones solubles, calidad agronómica.*

I.INTRODUCCIÓN

La salinidad del suelo en algunas de sus manifestaciones ha sido la causante en mayor o menor grado, de la reducción de la capacidad productiva del suelo en muchas regiones del mundo. La salinidad es común en las regiones áridas y semiáridas del mundo, en donde la evapotranspiración excede a la precipitación y es necesario recurrir a la irrigación para satisfacer las necesidades de agua de los cultivos. Cuando las sales solubles se concentran en el perfil del suelo y exceden ciertos límites, se producen condiciones que afectan el crecimiento normal de las plantas; sus efectos son diversos y la intensidad de los mismos depende de la cantidad y tipo de sales predominantes, factores del suelo, clima, régimen de lavado y drenaje (García, 2003).

La salinidad del suelo puede limitar la productividad de los cultivos, en particular en los Distritos de Riego localizados en las zonas áridas. La acumulación de sales en el suelo es uno de los principales problemas que limitan la agricultura de riego. En general, las características del clima, suelo y la calidad química del agua de riego, determinan el proceso de salinización del suelo en una región (Santamaría *et al.*, 2004).

En México, el problema de salinidad se presenta fundamentalmente en las zonas áridas y a lo largo de la costa. Los lugares donde se observa con más frecuencia son las cuencas cerradas que, a través de miles de años, han acumulado progresivamente sales en el perfil del suelo.

1.1. Importancia

El aumento poblacional mundial de 6,300 millones de personas en la actualidad a 8,500 previsto para el 2025, requerirá un incremento de la producción de alimentos estimada en 40 – 50 por ciento (Rhoades, 1997), quien prevé que en las décadas futuras el aumento de las 2/3 partes de la superficie arable para sustentar esa producción, se producirá a partir de la irrigación.

En México, la distribución y extensión de suelo con problemas de sales se está incrementando en áreas de riego en las zonas áridas (Ortiz, 1992). Simultáneamente, la calidad del agua de riego en estas áreas se deteriora progresivamente debido al exceso de sales (Pulido, 1994); además, cuando existe un mal manejo de agua y suelo, el proceso de salinización del suelo se acelera y agrava (Rhoades, 1990). Lo anterior trae como consecuencia un deterioro progresivo del suelo por salinización, lo cual repercute en una disminución de su productividad, rendimiento y calidad de las cosechas (Bayuelo-Jiménez *et al.*, 2002; Carter, 2002), así como en un incremento de los impactos negativos sobre el ambiente y nivel socioeconómico de la población (Sharma *et al.*, 1995).

Los climas áridos, sobreexplotación de los acuíferos y mal manejo del riego a nivel parcelario, son factores que han causado la acumulación excesiva de sales en los suelos regionales (CNA, 1995). En México un 10 por ciento del área irrigada es afectada por salinidad y de ésta, aproximadamente el 64 por ciento se localiza en la parte norte del país (Umali, 1993).

La salinidad es uno de los problemas que limita la productividad de los suelos agrícolas a nivel mundial. Estudios indican que cerca de la tercera parte

de todos los terrenos en el mundo (es decir, aproximadamente 70 millones de ha) presentan problemas de salinidad, generada por tres principales causas naturales: el intemperismo de los minerales, la precipitación atmosférica y las sales fósiles. Entre las actividades humanas que también proporcionan la formación de sales en el suelo está el uso de agua de riego con alta salinidad y desechos industriales (Bohn *et al.*, 1993).

La salinización del suelo se debe a varios factores, sin embargo el uso de agua salina y el manejo del riego, son determinantes para acelerar este proceso; la salinización es favorecida por problemas de nivel freático elevado y baja permeabilidad del suelo, alta demanda evaporativa, escasa precipitación pluvial, agua freática somera de alta concentración salina y sódica entre otros (Palomo-Rodríguez, 1990 y 1991); lo anterior adquiere mayor importancia si el manejo del riego se realiza sin la frecuencia apropiada (FR) y lámina de riego correspondiente (LR), en la cual se debe considerar una fracción de lixiviado (FL); cuando el manejo del agua no es adecuado, las sales se concentran progresivamente hasta que el próximo riego las diluye reduciendo su concentración, (Palomo-Rodríguez, 1994).

Las estimaciones de Kovda (1980), para la década de los setenta, indican que el área regada en 103 países sumaba un total de 203 millones de hectáreas, concentrándose fuertemente el problema en regiones localizadas en el Cercano y Medio Oriente, África, América del Sur y América del Norte.

En México, las estimaciones de Salomón (1988) correspondientes a la década de los ochenta, indican el uso de 72 mil millones de metros cúbicos de agua al año, de los cuales 77 por ciento se destina al sector agrícola. El 32 por

ciento del agua utilizada en la agricultura proviene del agua subterránea y el 68 por ciento restante de agua superficial. Este mismo estudio menciona que de 653 acuíferos subterráneos existentes, 102 proveen el 57 por ciento del agua subterránea y se encuentran sobre-explotados, 17 presentan problemas de intrusión salina por su cercanía con el mar y 13 muestran problemas de salinización del suelo.

1.2. Justificación

La salinidad es una condición de exceso de sales, tanto en el suelo como en el agua, las cuales afectan a los cultivos, al aumentar la presión osmótica de la solución del suelo; lo anterior interfiere en la absorción de los nutrimentos e induce toxicidad de los iones específicos y un desbalance nutricional, siendo ésta la primera causa de la mortalidad de las plantas desarrolladas en suelo con alto nivel de sales (Subbarao y Johansen, 1991). La sobreexplotación del acuífero, favorece en gran medida la concentración de los iones solubles y otros minerales, como ocurre en el caso de arsénico y nitratos que se registran en la Comarca Lagunera (Palomo-Rodríguez, 2010). La evaluación de la calidad de un agua para riego es importante ya que los problemas de salinidad y sodicidad, pueden afectar al desarrollo de un cultivo, contribuir a la impermeabilización del suelo, así como a la salinización y empobrecimiento del mismo.

El presente estudio realizado en el Valle de Navidad, Nuevo León tuvo como propósito, diagnosticar la calidad hidroquímica del abastecimiento de riego que proviene del bombeo y que se utiliza en cultivos como papa y

diversas hortalizas. En la zona de estudio se registra un evidente afloramiento superficial de sales solubles que se puede relacionar con la calidad de agua utilizada, así como por el manejo del cultivo, agua y suelo.

1.3. Objetivo general

Determinar la salinidad-sodicidad y presencia de iones solubles en el agua de bombeo de Navidad Nuevo León, para asociarlos a indicadores Hidrogeoquímicos.

1.4. Objetivos específicos

- a. Evaluar la salinidad, sodicidad y presencia de iones solubles en el agua de bombeo de Navidad Nuevo León que se utiliza para irrigación.
- b. Establecer las relaciones funcionales que existen entre salinidad, sodicidad e iones solubles con indicadores hidrogeoquímicos.
- c. Determinar si el agua de bombeo del Valle de Navidad Nuevo León, cumple con los estándares de clasificación requeridos para el riego de los cultivos.

1.5. Hipótesis

El agua de bombeo utilizada en la región agrícola del Valle de Navidad, Nuevo León, cumple los estándares de calidad requeridos para su uso en la agricultura.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Origen de las sales

La salinidad es un proceso originado de forma natural y/o antropogénica, presente en el suelo, que conduce en menor o mayor grado a una acumulación de sales que no sólo afecta la producción agrícola, sino también la ecología del medio (Matsumoto *et al.*, 1994). Esta es una problemática de las más agravantes en la época actual, estrechamente relacionada con el riego, fertilidad del suelo, procesos de desertificación, biodiversidad y en general con los ecosistemas agrícolas (Szabolcs, 1994). El problema de salinidad se encuentra ampliamente distribuido en el mundo, su extensión se incrementa a medida que se presentan cambios climáticos, redistribución de materiales debido a los procesos geomorfológicos, así como cambios hidrológicos superficiales y subterráneos (Kovda, 1980 b; Hendry y Buckland, 1990).

En lo que corresponde a la salinización de las zonas de desierto y semidesierto, se tiene la hipótesis que su origen es marino, eólico y biológico que sustenta la teoría de la acumulación continental de sales. La idea de esta teoría se ha aceptado ampliamente (FAO-UNESCO, 1973; Kovda, 1947) y consiste en que una gran cantidad de acumulaciones salinas de los desiertos y semidesiertos continentales, producto del acarreo de sales que se han liberado durante los procesos de intemperización hacia las diferentes depresiones.

La acumulación de sales en los continentes, se debe a la deposición de sales solubilizadas en el agua de mar, mismas que se han precipitado en el fondo durante la evaporación de los mares y golfos (Cervantes, 1983). Las reservas globales de sales en el océano son alrededor de 20 millones de

Km² que equivalen a aproximadamente 45 billones de toneladas, de las cuales 34 - 35 billones de toneladas son NaCl, 3 billones de toneladas de MgCl₂, 2 billones de toneladas de CaSO₄ y un billón de toneladas de KCl (Kovda, 1937).

Cálculos realizados sobre contenidos de cloro en la corteza terrestre, concluyen que si todas las sales del mar se debieran a procesos de intemperismo, entonces la roca madre inicial deberían ser más ricas en cloro, en comparación con las rocas cristalinas que se conocen en la actualidad (Kossovich citado por Kovda, 1937). Los mismos estudios indican que las sales se formaron conjuntamente con los océanos debido a la condensación del vapor del ácido clorhídrico, así como a la actividad de las emanaciones volcánicas. Adicionalmente Linck y Kossovich citados por Kovda (1937) agregan que el proceso de intemperismo, es la fuente fundamental que originó en el pasado y presente, una gran parte de las sales que hay en los océanos.

Las sales pueden ser de origen natural (salinidad primaria) o inducida por el hombre (salinidad secundaria); cuando la salinidad es de tipo natural se distinguen dos tipos de acumulación: a) la salinidad continental y b) la de origen marino (Redil, 1986). Él mismo agrega que en el continente las sales se originan de procesos de intemperismo (hidrólisis, solución, carbonatación y a veces precipitaciones) de las rocas. Estas sales se encuentran formando compuestos poco solubles y en otros casos disociados como iones. El tipo de sal presente en el suelo depende de la composición de la roca intemperizada; proceso que se manifiesta principalmente en lugares donde la evaporación es mayor que la precipitación, como sucede en regiones de clima árido, semiárido y estepas, donde predominan estas características.

Las sales de origen marino se desarrollan debido a la penetración del agua de mar y masa terrestre continental, como resultado de la impulverización o contaminación de los acuíferos por las aguas costeras (Aceves, 1985; Pizarro 1985 y Patchampreecha *et al.*, 1990). Este fenómeno se presenta asociado a las regiones desérticas, semidesérticas y húmedas.

La salinidad secundaria se produce fundamentalmente por el desconocimiento o mal uso de las prácticas de manejo, tanto de suelo como del agua de riego (Szabolcs, 1986; Flores *et al.*, 1993); éstos investigadores agregan que son las principales causas inducidas por el hombre, que transforma los ecosistemas. La alteración rápida se produce por el asentamiento humano (explotación del petróleo, minerales), la sobreexplotación de los mantos acuíferos, y la actividad agrícola e industrial.

Otros factores a tener en cuenta relacionados al manejo del riego son: Drenaje inadecuado o insuficiente y ascenso de los niveles freáticos (Carruthers, 1985; Suarez, 1981; Conacher, 1990), así como el mal manejo del riego con aguas salinas y/o salino-sódicas (Ham, 1976; Ayers y Westcot, 1985; Szabolcs, 1986; Rhodes *et al.*, 1989; Lax *et al.*, 1994).

Otras investigaciones señalan que aunque la fuente original de sales proviene de los minerales primarios que forman las rocas, las sales solubles en el suelo provienen en su mayoría, de las sales disueltas en el agua de riego. Si la precipitación es muy baja (menor que 380 mm anuales), las sales solubles se quedan en el suelo y al evaporarse el agua, las sales del agua del suelo ascienden por capilaridad a la superficie del suelo y después de muchos años, se forman los suelos salinos (Castellanos *et al.*, 2000). Este proceso se

presenta con frecuencia en zonas agrícolas de riego en condiciones de clima árido y semiárido, como es el caso de la Comarca Lagunera y Valle de Juárez Chihuahua, éste último con excepcionales problemas de salinidad en el agua de bombeo profundo.

2.2. Efecto de las sales sobre el suelo

Las proporciones Na^+ , Ca^{++} y Mg^{++} en la corteza terrestre varían entre 2 y 3 por ciento, mientras que las de Cl^- y S oscilan entre 0,05 y 0,07 por ciento, las cuales por meteorización pasan a la solución del suelo, (Clarke citado por Villagarcía, 1966).

Por falta de lavado o lixiviado, las sales del suelo más las que contiene el agua de riego, se depositan y acumulan en el área radical, esto al efectuarse el proceso de evapotranspiración, en condiciones de drenaje deficiente, nivel freático alto y/o condiciones de baja permeabilidad, causado por texturas arcillosas y costras endurecidas impermeables de caliche o sílice (Sánchez, 1970).

El efecto de las sales sobre un suelo depende de muchos factores; entre los principales se encuentra el tipo y cantidad de arcilla, fuerza iónica de la solución del suelo y tipo de cationes intercambiables presentes en ella. Los procesos de evapotranspiración mayores que la precipitación favorecen la concentración creciente de la solución del suelo y el ascenso de las sales a la superficie por capilaridad, en las cuales solo plantas muy tolerantes pueden sobrevivir debido al efecto osmótico de las sales acumuladas. Entre mayor sea la concentración de sales más negativo será el potencial osmótico y menor el

potencial del agua del suelo; como el agua se mueve de regiones en donde la energía libre es mayor a las de menor energía libre, en un suelo salino con poca humedad el movimiento de agua será del interior de los tejidos vegetales o microbianos hacia el exterior, lo que implica plasmólisis celular, marchitez y muerte (García, 2003).

Un exceso de sales solubles en el suelo sobre todo de Na^+ , reduce el poder de infiltración, ya que estas sales actúan mediante presión osmótica, deteniendo la absorción tanto de agua como de otros iones presentes en el suelo. Como consecuencia de esta reducción de infiltración, la estructura del suelo se degrada y disminuye considerablemente la capacidad del mismo para mantener la cubierta vegetal (Seoáñez, 1999).

2.3. Efecto de las sales sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo

Las sales que se encuentran comúnmente en el perfil de un suelo salino son casi siempre una mezcla de cationes Na^+ , Ca^{++} , K^+ , Mg^{++} y aniones de Cl^- , SO_4^- , HCO_3^- y NO_3^- (Blair, 1957).

El pH es un factor de importancia en suelos afectados por salinidad y existe cierta relación, entre su valor y algunas propiedades químicas (Sánchez, 1970). Las propiedades de intercambio de suelos afectados por sales, pueden ser muy diferentes de los considerados normales (Babcock, 1960). Un suelo alcalino lavado repetidamente con soluciones diluidas de CaCl_2 , MgCl_2 y CaSO_4 , ocasiona un complejo de cambio enriquecido con cationes divalentes, donde suceden procesos muy diferentes a los que se observan en suelos normales (Misra, 1961). La conductividad eléctrica del extracto de saturación

está asociada con el total de sólidos extractables, observándose que cuando es de 2 dS m^{-1} a 25°C puede perjudicar a las plantas más sensibles.

Los suelos salinos presentan generalmente una estructura favorable y son fácilmente permeables al agua y aire. Es típico de los suelos salinos poseer superficie desigual, cubiertas de pequeñas manchas prominentes, en las cuales permanece la sal sobre áreas que se conservan húmedas más tiempo, después de que inicia la sequía (Sánchez, 1970).

Un suelo salino a capacidad de campo y punto de marchitamiento, tiene respectivamente una concentración de sales que equivale a dos o cuatro veces, más que la determinada en el extracto de saturación, lo que depende de la textura (Pla, 1969). Los suelos arcillosos retienen mayor cantidad de agua que los arenosos, debido a más partículas por unidad de volumen, de tal forma que al concentrarse la solución, el incremento en la succión osmótica será más apreciable en los de textura gruesa (Forsythe, 1972).

Suelos con diferente capacidad de retención de agua y densidad aparente en relación con la salinidad, manifiestan una alta correlación negativa entre salinidad y crecimiento de plantas, así como drásticos efectos en el desarrollo de los cultivos debido a textura arenosa (Massey y Windsor, 1968).

2.4. Efecto de las sales sobre las plantas

El efecto más importante que limita la producción y crecimiento de las plantas, además de tener un efecto negativo en la germinación de las semillas es el estrés salino y la sequía. Los efectos de la salinidad afectan más del 40

por ciento de las áreas de riego, especialmente en las zonas de mayor producción en el mundo (Serrano y Gaxiola, 1994).

Aunque puede ocurrir toxicidad por altas concentraciones de sodio, cloro u otros iones, las sales solubles comúnmente afectan el crecimiento de los cultivos debido al efecto osmótico (Castellanos *et al.*, 2000); efecto que consiste en que la alta concentración de sales incrementa las fuerzas potenciales que retienen al agua en la solución del suelo, haciendo más difícil la extracción del agua por la raíz de la planta, incrementando la energía necesaria para su absorción. Por lo anterior, no es posible evaluar el daño ocasionado por el alto contenido de sales solubles en el suelo y agua de riego sin considerar la susceptibilidad de los cultivos a sales.

Los efectos de la salinidad sobre la relación del agua en la planta, desbalance nutricional y toxicidad de los iones, son responsables de la inhibición de su crecimiento y consecuentemente de la disminución de la productividad (McKenzie y Leshen, 1994).

La planta extrae agua del suelo ejerciendo una fuerza de absorción mayor que la que retiene el agua en el suelo; si la planta no puede hacer suficientes ajustes internos y ejercer suficiente fuerza, no puede extraer agua en cantidad apropiada para sus necesidades y sufrirá estrés. Esto pasa cuando el suelo se seca demasiado, o cuando se acumulan sales que reducen su disponibilidad para el cultivo. Si el agua contiene sales, la planta requiere más energía para absorber la misma cantidad de agua que cuando está libre de ellas. El efecto acumulativo de las sales trae como consecuencia una reducción importante en el agua aprovechable para el cultivo a medida que aumenta la

salinidad; la reducción del crecimiento, daño en tejidos y necrosis son síntomas típicos del efecto de sales (García, 2003).

La salinidad del medio puede inhibir el crecimiento vegetal, mediante perturbaciones en el balance de agua, o a través de la reducción de la turgencia, así como el agotamiento de la energía requerida para el metabolismo. Perturbaciones que pueden ser generadas por dificultad en la captación o transporte de agua dentro de la planta, o por efecto tóxico ocasionado por exceso de iones minerales en los tejidos (Ramos, 2000).

Los efectos nocivos de las sales sobre las células de las plantas tienen dos componentes principales: el estrés osmótico y la toxicidad de los iones específicos. El componente osmótico no es específico del NaCl, es resultado de la deshidratación y pérdida de turgencia por los solutos externos. El estrés osmótico también resulta de la desecación, además de ser un componente común de sequía y estrés salino (Tarafdar y Rao, 1997).

2.5. Clasificación de suelos salinos, sódicos y alcalinos

Orantes (2009) hace una reseña de las principales clasificaciones de suelos salinos sódicos y alcalinos donde destacan: el propuesto por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de Norteamérica (USSLS, 1954), el soviético (Kovda y Szabolcs, 1979), el australiano (McIntyre, 1979), el hindú (Chhabra, 1996), el sugerido por Pla (1985), el propuesto por la FAO-UNESCO (1988), el planteado por Van Hoorn y Van Alphen (1994) y el expuesto por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos de Norteamérica en la taxonomía de suelos (USSCS, 1994).

Él mismo resalta que el laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de Norteamérica (USSLS, 1954) desarrolló su sistema para propósitos de recuperación de suelos afectados por sales, basado fundamentalmente en la conductividad eléctrica del extracto de la pasta del suelo saturado (CE_e), porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y pH de la pasta del suelo saturado (pH_s). El sistema presenta tres categorías: a) Suelo salino (CE_e > 4 dS m⁻¹, PSI < 15 y pH_s < 8,5), donde predominan cloruros y sulfatos, y el ión sodio representa menos del 50 por ciento de los cationes solubles, b) Suelo salino-sódico (CE_e > 4 dS m⁻¹, PSI > 15 y pH_s > 8.5), donde predominan el cloruro y sulfato de sodio y c) Suelo sódico (CE_e < 4 dS m⁻¹, PSI > 15 y pH_s > 8.5), en el cual el catión que prevalece en la solución es sodio (por encima de sodio + magnesio) y donde la estructura del suelo es pobre.

La taxonomía de suelos soviética (Kovda y Szabolcs, 1979), combina la pedogénesis con la geoquímica de sales, con la respuesta de las plantas a salinidad, se presentan tres tipos de suelos afectados por sales: a) Solonchak, caracterizado por alto contenido de sales solubles en los primeros 30 cm de profundidad de suelo (frecuentemente mayor de 2 por ciento), que imposibilita el establecimiento de cultivos, b) Suelo parecido a Solonchak, caracterizado por un contenido de sales solubles que genera una CE_e de 10-45 dS m⁻¹ (0,5 a 1,5 por ciento) en los primeros 100-150 cm de profundidad de suelo y cuando son cultivados, los rendimientos son bajos y finalmente, e) Suelo Solonetz, el cual tiene una apreciable cantidad de sodio intercambiable y un horizonte B con estructura columnar.

La clasificación australiana (McIntyre, 1979) considera para la definición de suelos afectados por sales tres aspectos: salinidad, sodicidad y alcalinidad, y en cada uno de estos aspectos presenta tres categorías: no afectado, afectado y fuertemente afectado.

La clasificación propuesta por los Hindúes (Chhabra, 1996) se apoya en la de Allison *et al.*, (1985), pero precisa un poco más las sales en cada caso y adopta un pH de 8,2 como valor de separación entre los alcalinos y no alcalinos, por ser éste el valor a partir del cual precipita el carbonato de calcio y se inicia el proceso de sodificación. Las categorías establecidas son: a) Suelo salino (pHs < 8.2; PSI < 15, CEE > 4 dS m⁻¹), sin carbonatos en el extracto de la pasta del suelo saturado, y b) Suelo alcalino (pHs ≥ 8.2; PSI ≥ 15, CEE variable, frecuentemente < 4 dS m⁻¹), con presencia de bicarbonato y carbonato de sodio en el extracto de la pasta del suelo saturado.

En la taxonomía de suelos de la FAO-UNESCO (1988), la salinidad es considerada entre las categorías de mayor nivel; en la clasificación de suelos prototipo destacan, el Solonchak suelo que en algún momento del año tiene una CEE > 15 dS m⁻¹ en alguna profundidad del perfil menor de 125 cm, en el caso de textura arenosa, o menor de 75 cm si la textura es arcillosa. También se considera Solonchak aquel con una CEE de 4 dS m⁻¹ en los primeros 25 cm del perfil. El Solonetz por su parte, es el suelo con un horizonte B nátrico. Van Hoorn y Van Alphen (1994) plantean una clasificación de suelos afectados por sales, que considera la tolerancia de los cultivos. Dicho planteamiento se resume en el Cuadro 1 y está basado en la escala de salinidad señalada por el USSLS (1954).

Cuadro 1. Clasificación de suelos según la tolerancia de los cultivos a sales (Adaptado de Van Hoorn y Van Alphen, 1994).

Categorías	CEe promedio (dS m ⁻¹)	Características
No salino	< 2	Ningún cultivo es afectado
Ligeramente salino	2 – 4	Afectado los cultivos sensibles
Salino	4 – 8	Afectados muchos cultivos
Fuertemente salino	8 – 16	Posible sólo cultivos tolerantes
Extremadamente salino	> 6	Muy pocos cultivos son posibles

Los suelos de taxonomía norteamericana (USSCS, 1994), presentan algunos horizontes relacionados con la salinidad, como el horizonte sálico, el gípsico, cálcico y nátrico: a) El sálico está basado en un horizonte de 15 cm o más de espesor, con sales más solubles que el yeso, donde la CEe (1:1) > 30 dS m⁻¹; b) el horizonte gípsico es enriquecido con sulfato de calcio, donde el producto del espesor en cm por el porcentaje de yeso es igual o mayor a 150; c) el cálcico corresponde al horizonte de acumulación de carbonato de calcio, su espesor es igual o mayor de 15 cm y no es duro o cementado y finalmente d) el nátrico es un tipo especial de horizonte argílico con estructura columnar, o prismática y un PSI > 15, más acidez intercambiable (a pH 8.2) en uno o más sub-horizontes dentro de los 40 cm de su límite superior.

García, (2003) considera que un suelo es salino cuando la concentración de sales solubles (cloruros, sulfatos, calcio y magnesio) en la zona de raíz alcanza niveles demasiado altos para el crecimiento y producción óptimo de las

plantas. Los suelos salinos se desarrollan preferentemente en regiones donde las lluvias son insuficientes para recuperar la pérdida de agua causada por la evapotranspiración, condición que favorece los procesos de concentración y precipitación de minerales en ausencia de un régimen de lavado; además se pueden desarrollar en condiciones húmedas, bajo condiciones de alta demanda evaporativa, nivel freático superficial y actividad humana.

Los suelos sódicos poseen más de 15 por ciento de sus sitios de intercambio ocupados por iones de Na^+ , pero son pobres en sales solubles; esta combinación da lugar a una dispersión de los coloides y valores mayores a 8.5 para pH por la presencia de iones de Na^+ en la solución del suelo; el ión representa más de 15 por ciento del total de los cationes (Bratose *et al.*, 1986).

La composición salina del agua de riego y características del suelo son factores determinantes en la sodicidad de los suelos (Chhabra, 1996). Aguas con altos contenidos de carbonatos de sodio, carbonatos de calcio y magnesio presentan elevado riesgo de generar sodicidad. Excesivo sodio intercambiable en el suelo asociado con pH mayor de 8.4 afecta las condiciones físicas de los suelos, lo que perjudica el movimiento del agua-aire y afecta el crecimiento de las plantas (Gupta y Abrol, 1990).

Los suelos salino-sódicos se forman de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a los suelos salinos. Cuando hay exceso de sales el pH raramente es mayor de 8.5 y las partículas permanecen floculadas. Si el exceso de sales solubles es lavado, las propiedades de estos suelos pueden cambiar notablemente, llegando a ser idénticas a las de 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 a su vez puede cambiar a carbonato de sodio. En cualquier caso el lavado de un suelo puede hacerlo más alcalino. A pH mayor de 8.5 las partículas se dispersan y el suelo se vuelve desfavorable para la entrada de agua y labores de labranza. El manejo de suelos salino-sódicos sigue siendo un problema hasta que se elimina el exceso de sales y de sodio intercambiable de la zona del cultivo y se restablecen las condiciones físicas del suelo (Laboratorio de Salinidad de los EUA, 1982).

2.6. Calidad del agua subterránea en las regiones áridas y semiáridas

2.6.1. Características de las regiones áridas y semiáridas

Las regiones áridas y semiáridas del planeta se encuentran en todas las latitudes; la mayor parte de los verdaderos desiertos se ubican entre los 15 ° y los 50 ° de latitud, a un costado y otro del ecuador (Davis y De Wiest (1971). El mayor desierto de la tierra posee una extensión superior a la de Estados Unidos y se extiende a lo largo de todo el norte de África y toda la península de Arabia, es decir, del atlántico hasta el golfo Pérsico. Otros grandes desiertos son los de Asia central, Australia central, y el desierto Chihuahuense que cubre el suroeste de los Estados Unidos y centro-norte de México, e involucra parte de Arizona, Nuevo México, Texas, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango, Zacatecas y San Luís Potosí, con una extensión de 630,000 km².

Aproximadamente 70 millones de hectáreas que representan cerca de una tercera parte de las áreas bajo riego en el mundo, están afectadas por diferentes niveles de salinidad (Harker y Milkalson, 1990). En este sentido, Szabolcs (1994) ejemplifica cómo la salinidad golpea por igual a los países de los distintos continentes. En Argentina 50 por ciento de las 40,000 hectáreas de tierra bajo riego están salinizadas. En Australia la salinización secundaria y alcalinización tienen lugar en el Valle del río Muriay y norte de Victoria. En Perú todos los suelos aluviales muestran síntomas de salinidad y alcalinidad. En Pakistán de 35 millones de hectáreas bajo riego se pierden 5.3 millones hectáreas. En Irak el 40 por ciento de suelos bajo riego son afectados por salinidad secundaria (Szabolcs y Redil, 1989). En Siria, Canadá, México, Cuba, Estados Unidos, así como muchas otras regiones áridas y semiáridas este fenómeno causa serio daño y se incrementan cada vez más las tierras improductivas.

La salinidad en los suelos es un problema para la agricultura del mundo que limita, la productividad de los cultivos (Gouia *et al.*, 1994). Los suelos afectados por sales representan cerca del 15 por ciento de las tierras áridas y semiáridas del mundo y representan 40 por ciento de las tierras irrigadas (Serrano y Gaxiola, 1994).

En México el concepto de zonas áridas obedece estrictamente al relieve continental y la circulación general de la atmósfera, donde la característica principal de estas zonas es la baja precipitación, alta temperatura, insolación intensa, poca humedad, vientos fuertes, suelos secos y con alto contenido de sales (Shreve, citado por Marroquín *et al.*, 1981). La Comisión Nacional de

Zonas Áridas (CONAZA) citada por Velasco (1983), considera como zonas áridas, aquellos lugares que tienen precipitación pluvial menor a 250 milímetros como valor medio, en tanto que las zonas semiáridas son aquellas donde la precipitación media anual oscila entre 250 y 500 milímetros.

2.6.2 Distribución de la salinidad en México

México posee una extensión territorial de 2.022 millones de kilómetros cuadrados, los cuales representan 202.2 millones de hectáreas. La superficie continental es de 196.7 millones de hectáreas que se utilizan en actividades agrícolas, pecuaria, forestales y acuicultura, de esta superficie, una importante cantidad (29.3 millones de hectáreas), aproximadamente 15 por ciento en relación con el total, está dedicada a la agricultura de cultivos básicos, como maíz, frijol, trigo, arroz, y hortalizas, oleaginosas, frutales y forrajes (Turrent-Fernández y Cortés-Flores, 2005). Una superficie de 500,000 ha (de los 29.3 millones), son improductivas debido a la elevada concentración de sales que poseen (Llerena-Villalpando, 1998), lo cual se hace evidente cuando dicha concentración aumenta después de un límite óptimo y comienzan a producirse los efectos salinos (Rodríguez-Suppo, 1982).

En la región ubicada entre las Sierras Madres Oriental y Occidental (Altiplano Central) se encuentra la mayor extensión de zonas áridas y semiáridas del país, que comprenden los estados de Chihuahua, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí y Coahuila, donde la salinidad del suelo alcanza comúnmente valores de conductividad eléctrica extremadamente altos, que hacen poco rentable la actividad agrícola. En algunas regiones, la elevación de

los mantos freáticos se debe al uso excesivo de agua de riego; mala calidad del agua que se presenta en áreas regadas con agua extraída por bombeo, o cuando se utiliza agua residual. La superficie afectada por problemas de salinidad, se presenta en el Cuadro 2 (Ortiz, 1993).

Cuadro 2. Superficie con problemas de salinidad en los distritos de riego más afectados, Ortiz (1993).

Estado	Distrito	Superficie Afectada (hectáreas)
Baja California	Río Colorado	139,900
Sinaloa	Río Fuerte	75,500
Tamaulipas	Bajo Río Bravo	47,700
Sonora	Río Mayo	33,100
Durango-Coahuila	Región Lagunera	24,800
Michoacán	Lázaro Cárdenas	16,300
Oaxaca	Tehuantepec	16,000
Chihuahua	Valle de Juárez	14,000
Hidalgo	Alfajayucan	4,300
Guanajuato	Alto Río Lerma	4,900

2.6.3 Calidad química del agua de los acuíferos

Durante épocas de sequía y disminución del flujo de agua dulce que proviene de escurrimientos aguas arriba, se reduce la capacidad de recarga de los acuíferos, lo que aumenta la salinidad del agua explotada que puede inutilizarse para abastecimiento de la población o riego (Cabrera *et al.*, 2000).

Si la extracción de agua de un acuífero es superior a su recarga, ocasiona abatimiento, factor que reduce su calidad química, con una elevada concentración de cloruros y sulfatos. Además, los pozos que han tenido

abatimiento significativo a largo plazo presentan patrones de salinización del agua. Los acuíferos formados en zonas áridas y semiáridas están definidos por la cantidad de agua infiltrada, la cual no posee gran cantidad de dióxido de carbono disuelto, en comparación con el que posee el agua infiltrada de las regiones templadas y húmedas (Davis y De Wiest, 1971); ellos destacan que la falta de lluvia, ocasiona la alteración química de los acuíferos. Finalmente las condiciones desérticas afectan fuertemente el tipo de sedimentación, el cual determina a su vez, los posibles tipos de acuíferos que puedan existir en los depósitos no compactados.

El Valle de Juárez Chihuahua se ubica en una zona árida de las más afectadas por problemas de salinidad-sodicidad en el agua de bombeo con concentraciones máximas de 14 dS m^{-1} para salinidad y valores de RAS de 11.2 (Palomo-Rodríguez, 2005). Estudios adicionales ubican al Valle de Juárez en cuatro estratos geográficos de salinidad para agua de bombeo, mismos que aumentan progresivamente de 2.15 dS m^{-1} hasta 6.46 dS m^{-1} hacia el final del Distrito de Riego 009 (Palomo-Rodríguez y Villalba, 1987; Palomo-Rodríguez, 2007).

En el mismo Valle de Juárez, Chihuahua, existen tres fuentes de abastecimiento de agua para el riego de los cultivos, agua superficial que proviene del Tratado Internacional de 1906 entre México-Estados Unidos, agua residual y agua de bombeo (García-Soto, 1998), donde ésta última aporta elevadas concentraciones de iones solubles con valores de salinidad de 2.55 dS m^{-1} para la primera unidad del DR-009, que se incrementan a 3.40 dS m^{-1}

para la segunda unidad y concentraciones de 4.78 dS m^{-1} para la tercera unidad de riego.

La continuidad creciente de la concentración de sales y sodio registrada para agua de bombeo en el DR-009, desde el punto de vista geoestadístico, obliga a que el aprovechamiento del agua de bombeo, se tenga que mezclar con agua residual, con el propósito de disminuirla elevada concentración salina y a la vez para amortiguar la concentración de parámetros fisicoquímicos como DBO, DQO, N-NO_3 , N-NH_4 , grasas y aceites, detergentes, fosfatos, ortofosfatos y fósforo que posee el agua residual (Palomo-Rodríguez y Figueroa, 2005).

Generalmente el agua bombeada del subsuelo tiene mayor concentración de sales que la superficial (Fireman y Hayward (1955). En el caso de pozos de bombeo, aunque dos de ellos estén relativamente cercanos, pueden tener diferente composición y concentración de sales. Otro factor que puede influir es la profundidad de bombeo, como ocurre en el Valle de Coachella California, donde dos pozos distantes entre sí 800 m, bombean uno a 20 m y el otro a 54 m, donde la concentración de sales es respectivamente 400 y 8500 ppm.

2.7 Índices de Clasificación química del agua de riego

La calidad del agua para uso agrícola es definida por diversos indicadores, entre los que se tiene la concentración total de sales solubles y por los iones específicos Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ como cationes, así como por los aniones CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , y otros de menor proporción, como el B^{3+} , I^- y NO_3^- (Pizarro, 1985). Estos elementos tienen su origen en la disolución o

meteorización de las rocas y suelos, y son transportados mediante corrientes, tanto superficiales como subterráneas, y depositados en el suelo de forma natural o mediante el riego (Lesser, 1987).

Todas las aguas de irrigación contienen sales disueltas en cantidades variables: La calidad del agua está determinada por la presencia de algunos constituyentes de importancia en el ambiente y la concentración total de ellos. Al encontrarse en solución, las sales están separadas en aniones y cationes que se toman en cuenta para la clasificación de la calidad del agua; a lo largo del tiempo se han desarrollado diversos sistemas de clasificación del agua para riego (Carter, 1975).

Las características más importantes que determinan la calidad del agua para riego son la concentración total de sales solubles, concentración relativa del sodio con respecto a otros cationes, concentración de boro u otros elementos que puedan ser tóxicos como el sodio y cloro (De Pascale y Barbieri, 1995), así como la concentración de bicarbonatos con relación a la de calcio y magnesio. Los principales iones que se evalúan en el agua son calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+), sulfatos (SO_4^{2-}), cloruros (Cl^-), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) (Richards, 1954; Ayers y Westcot, 1985; Rhoades *et al.*, 1992; Glover, 1993).

La calidad química del agua de riego se determina por los indicadores: acidez y/o alcalinidad (pH), conductividad eléctrica (CE), relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de sodio residual (CSR), porcentaje de sodio posible (PSDP) (Richards, 1954; Ayers y Westcot, 1985; Glover, 1993), así como salinidad efectiva, salinidad potencial e índice de permeabilidad (Ortiz, 1997).

2.7.1. Conductividad eléctrica

Se ha definido la conductividad eléctrica del agua de riego (CEa) como una característica de la solución, sin embargo este parámetro también se utiliza para expresar la salinidad de un extracto de saturación del suelo (CEe) (Pizarro, 1978). La conductividad en medios líquidos está relacionada con la presencia de sales en solución, cuya disociación genera iones positivos y negativos.

La conductividad eléctrica se utiliza para determinar el contenido de sales en suelo, agua de riego y sustratos de cultivo, ya que se disuelven éstos en agua y se mide la conductividad del medio líquido resultante (Allison *et al.*, 1985). La conductividad eléctrica suele estar referenciada a 25 °C y el valor obtenido debe corregirse en función de la temperatura; coexisten muchas unidades de expresión de la conductividad para este fin, aunque las más utilizadas son dS m^{-1} (deciSiemens por metro), mmhos cm^{-1} (milimhos por centímetro) y según los organismos de normalización europeos mS m^{-1} (miliSiemens por metro).

Una salinidad elevada en el agua de riego, afecta la actividad agrícola y depende de la cantidad y tipo de sales presentes, así como de la tolerancia del cultivo a la salinidad (Rhoades *et al.*, 1992). Valores de salinidad mayores de $1,000 \text{ mg L}^{-1}$ daña los cultivos sensibles como hortalizas, mientras que una salinidad entre $1,000$ y $6,000 \text{ mg L}^{-1}$ puede utilizarse para irrigar cultivos tolerantes, como algodón, cebada y algunos tipos de pastizales, donde se debe asegurar que el suelo esté bien drenado para evitar una acumulación de sales en el suelo (Rhoades *et al.*, 1992).

2.7.2. Relación de adsorción de sodio

Uno de los iones que favorece la degradación del suelo es el sodio que sustituye al calcio en suelos de zonas áridas; situación que da lugar a una dispersión de los agregados y una pérdida de la estructura, por lo que el suelo pierde rápidamente su permeabilidad. Cuando el agua de riego presenta una elevada proporción de sodio, sobre la que ofrece calcio más magnesio, el problema de degradación del suelo puede originarse.

Cuando el sodio se encuentra presente en alta concentración en el agua de riego, el calcio y magnesio se precipitan en la solución del suelo por la acción de carbonatos y bicarbonatos, entonces el sodio se acumula y sustituye el calcio y magnesio en el intercambio de cationes dando lugar a un desequilibrio eléctrico de las partículas coloidales del suelo, debido al predominio de cargas negativas; cuando esto ocurre, las partículas se repelen, el suelo se deflocula y pierde su estructura (Hanson, 1993). En un suelo defloculado existe menos entrada de oxígeno, y permeabilidad, se fomenta la compactación y encostramiento del suelo, lo que en consecuencia afecta el desarrollo normal de los cultivos.

Ayers y Westcot (1987) presentan la forma de calcular la relación de adsorción de sodio (RAS):

$$\text{RAS} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / 2)^{1/2} \quad (1)$$

Suárez (1981) destaca que en el anterior planteamiento de RAS (Ecuación 1), es necesario ajustar la concentración de calcio en el agua al valor de equilibrio esperado después del riego, donde se incluyen los efectos del bióxido de carbono (CO_2), bicarbonato (HCO_3^-) y salinidad sobre el calcio

originalmente contenido en el agua de riego, y que no forma parte del suelo. Además, supone la existencia de una fuente de calcio en el suelo, como la caliza (CaCO_3) u otros minerales, como silicatos, y la inexistencia de precipitación del magnesio. A continuación se presenta el RAS bajo diferentes enfoques conceptuales: RAS (Gapón, citado por Richards, 1973, Ecuación 2), AS ajustado (RAS_{aj}) (Bower y Wilcox, 1965; Bower *et al.*, 1965, Ecuación 3) y RAS corregido (RAS°) (Suárez, 1981, Ecuación 4).

$$\text{RAS} = C_{\text{Na}^+} / (C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}} / 2)^{1/2} \quad (2)$$

$$\text{RAS}_{aj} = C_{\text{Na}^+} / (C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}} / 2)^{1/2} [1 + (8.4 - \text{pHc})] \quad (3)$$

$$\text{RAS}^\circ = C_{\text{Na}^+} / (C_{\text{Ca}^\circ} + C_{\text{Mg}^{2+}} / 2)^{1/2} \quad (4)$$

Donde: Na = contenido de sodio en el agua de riego (meq L^{-1}); Ca = contenido de calcio en el agua de riego (meq L^{-1}); Mg = contenido de magnesio en el agua de riego (meq L^{-1}); pHc = pH teórico en el que el agua alcanzaría el equilibrio con el CaCO_3 ; y Ca° = contenido corregido de calcio en el agua del riego (meq L^{-1}).

El pHc se calcula de acuerdo con la ecuación:

$$\text{pHc} = (\text{pK}_2 - \text{pK}_c) + \text{p}(\text{Ca}) + \text{p}(\text{Alk}) \quad (5)$$

Donde: pK_2 = el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del ácido carbónico (H_2CO_3), corregido por la fuerza iónica de la solución; pK_c = el

producto de solubilidad del CaCO_3 , corregido por la fuerza iónica de la solución; $p\text{Ca}$ corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de Ca^{2+} ; $p(\text{Alk})$ es el logaritmo negativo de la concentración equivalente titulable de CO_3^{2-} y HCO_3^- .

El valor de Ca es el contenido de calcio en el agua de riego, corregido por la salinidad del agua (CEa), contenido de iones bicarbonato con relación a su propio contenido de calcio ($\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$) y por la presión parcial del dióxido de carbono (CO_2), ejercida en los primeros milímetros del suelo (presión igual a 0.0007 atm). Los valores de Ca^0 para calcular RAS corregido según Suárez, (1981), se presentan en el Cuadro 3.

Relaciones funcionales entre PSI del suelo y RAS del agua de riego debido a que la formulación de RAS no contempla las diferencias físico-químicas esenciales de los iones polivalentes de (Ca^{2+}) y de (Mg^{2+}), fueron desarrolladas (Velásquez-Machuca *et al.*, 2002). El radio iónico del Na^+ es 0.098, el del Ca^{2+} es 0.104 y el de Mg^{2+} es de 0.074 nm. Los números de hidratación en moles de $2\text{O}/\text{mol}$ de electrolito son: para el ión sodio $\text{Na}^+ = 16.2$, para calcio $\text{Ca}^{2+} = 16.7$ y para magnesio $\text{Mg}^{2+} = 18.9$ tal como lo señala Antipov-Karataev (1967).

Ante este problema, Suárez (1981) propuso el RAS ajustado (RAS_{adj}) que toma en cuenta el contenido de carbonatos y bicarbonatos, cuando el RAS se obtiene a partir de las concentraciones de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} en solución puede diferir del RAS real; la siguiente ecuación permite estimar en forma muy aproximada el RAS ajustado o verdadero de los valores calculados con la ecuación $\text{RAS}_{adj} = 0.08 + 1.115 (\text{RAS})$.

Cuadro 3. Valores de Ca^0 para calcular el RAS corregido de la ecuación anterior.

Relación HCO_3^-/Ca	Salinidad del agua de riego ($dS\ m^{-1}$)								
	0.1	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0
0.05	13.2	13.9	14.4	14.8	15.3	15.9	16.4	17.3	18.0
0.10	8.3	8.8	9.1	9.3	9.6	10.0	10.4	10.9	11.3
0.20	5.2	5.5	5.7	5.9	6.1	6.3	6.5	6.9	7.1
0.30	4.0	4.2	4.4	4.5	4.6	4.8	5.0	5.2	5.4
0.40	3.3	3.5	3.6	3.7	3.8	4.0	4.1	4.3	4.5
0.50	2.8	3.0	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5	3.7	3.9
1.00	1.8	1.9	2.0	2.0	2.1	2.2	2.2	2.4	2.5
2.00	1.1	1.2	1.2	1.3	1.3	1.4	1.4	1.5	1.5
3.00	0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0	1.1	1.1	1.2
4.00	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0
5.00	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8	0.8
10.00	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
20.00	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
30.00	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3

El alto contenido de carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) aumentan el índice de RAS ya que estos iones se combinan con calcio y magnesio, lo que ocasiona su precipitación en forma de carbonato de calcio ($CaCO_3$) o carbonato de magnesio ($MgCO_3$) cuando la solución del suelo se concentra bajo condiciones secas. Cuando esto ocurre la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} decrece en relación al sodio y el índice RAS es mayor. Esto provoca la alcalinización y aumento del pH. 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 (Orantes, 2009).

Velásquez-Machuca *et al.*, (2002) resaltan que los procesos de hidrólisis de estos iones se manifiestan con diferente intensidad; en esta formulación de RAS se considera que los iones divalentes de (Ca^{2+}) y (Mg^{2+}) se comportan de

manera semejante $\alpha_{Ca} \approx \alpha_{Mg}$ (Sposito y Mattigod, 1977). Por otra parte, en un proceso de intercambio entre los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} para el sistema Ca-suelo + $MgCl_2$ y Mg-suelo + $CaCl_2$ se obtuvo la ecuación 6:

$$(C_{Mg^{2+}} / C_{Ca^{2+}}) = 1.0 (X_{Mg^{2+}} / X_{Ca^{2+}}) = 0.375 \quad (6)$$

Donde la energía de adsorción del Mg^{2+} fue tres veces menor que la energía de adsorción del Ca^{2+} ; esta regularidad del proceso de intercambio entre el Ca^{2+} y Mg^{2+} tiene gran significado geoquímico durante los procesos de migración de las soluciones del suelo y agua superficial. En las soluciones se presenta un enriquecimiento con iones de Mg^{2+} , en una determinada longitud de tiempo (Ortega y García, 1994). Es conocido que en las diferentes formulaciones de RAS se introducen los valores de las concentraciones analíticas, ya que por lo general los coeficientes de actividad de los iones no se determinan (δ_{Na^+} , $\delta_{Ca^{2+}}$ y $\delta_{Mg^{2+}}$). En valores de RAS < 25 y concentraciones electrolíticas de 0.1 N es suficiente introducir los valores de las concentraciones de Na^+ + Ca^{2+} y Mg^{2+} determinados analíticamente sin corregir por actividad (Velásquez-Machuca *et al.*, 2002).

En general, la infiltración aumenta con la salinidad y disminuye con bajos valores de salinidad o un incremento en el contenido de sodio en relación con el calcio y magnesio (RAS) (Fine *et al.*, 1959; Pupisky y Shainberg, 1979; Oster, 1994). Para evaluar el efecto del agua de baja concentración, al ser aplicada al suelo mediante el riego, se usó la gráfica de infiltración propuesta por Ayers y Westcot (1987). Cabe señalar que las aguas de baja concentración salina, al

aplicarse al suelo mediante el riego, lixivian las sales y los minerales solubles como el calcio, lo que reduce su influencia sobre la estabilidad de los agregados y la estructura del suelo, independientemente del valor de la RAS. El agua de muy baja salinidad (conductividad por debajo de 0.2 dS m^{-1}), según McNealet *al.* (1968) y Ayers y Westcot (1987), invariablemente causan problemas de infiltración.

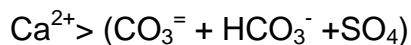
Agua con un alto RAS representa más riesgo al suelo si la concentración de sales solubles es demasiado baja, esto se debe a que entre más baja conductividad eléctrica, mayor será el impacto del sodio en la reducción de la conductividad hidráulica o velocidad de infiltración del suelo.

2.7.3. Otros indicadores de salinidad y sodicidad

2.7.3.1. Salinidad efectiva

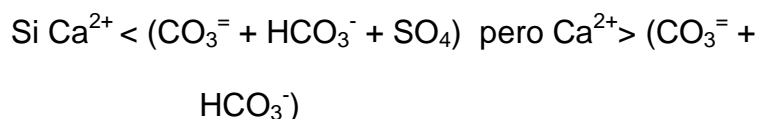
Es una estimación más real del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues considera la precipitación de los carbonatos de calcio y de magnesio de los sulfatos de calcio, y que por lo tanto dejan de tener efecto en la presión osmótica de la solución del suelo. Este proceso es más relevante cuando el agua tiene un alto contenido de carbonatos y bicarbonatos. El parámetro salinidad efectiva (SE) fue creado para tomar en cuenta la reducción en la concentración de sales a medida que se precipitan los carbonatos de calcio y magnesio (Palacios y Aceves, 1970; Vásquez, 1999); para calcular la salinidad efectiva existen cuatro opciones:

SE1: Suma de Cationes - $(\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3 + \text{CaSO}_4)$ Si



En este caso se considera para casos que cumplieron las condiciones $\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$ y $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$.

SE2: Suma de Cationes - Ca^{2+}



Aplica en casos en donde la condición que se cumplió fue $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}) < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$.

SE3: Suma de Cationes - $(\text{Ca} + \text{Mg})$ Si $\text{Ca} < (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3^-)$ pero $(\text{Ca} + \text{Mg}) < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$

SE4: Suma de Cationes - $(\text{Ca} + \text{Mg})$ Si $(\text{Ca} + \text{Mg}) < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$

2.7.3.2. Salinidad potencial

Si la humedad aprovechable del suelo disminuye por debajo de 50 por ciento, los cloruros y parte de los sulfatos son las últimas sales que quedan en la solución. La salinidad potencial es un índice para estimar el peligro de este tipo de sales a bajo nivel de humedad y que por lo tanto aumenta considerablemente la presión osmótica.

La metodología para calcular la salinidad potencial fue generada por Eaton e indicada por Allison *et al.*, (1985); Palacios y Aceves (1970) y Vásquez,

(1999), donde se considera el contenido de cloruros y la mitad de los sulfatos expresados en meq L⁻¹.

$$\text{Salinidad Potencial} = \text{Cl}^- + 1/2 \text{SO}_4$$

2.7.3.3. Carbonato de sodio residual

En este caso es interesante el concepto de carbonato de sodio residual (CSR), ya que la composición aniónica del agua de riego interesa, especialmente por el contenido de carbonatos y bicarbonatos. Esto se debe a que en los suelos, el agua puede precipitar o disolver carbonato de calcio lo que puede agravar o disminuir su peligrosidad por sodio (U.S. Salinity Laboratory, 1965, 1965 a; Bower *et al.*, 1965; Lavado, 1976). Este indicador se calcula de la siguiente manera y es expresado en meq L⁻¹:

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

El agua que contiene más de 2.5 meq L⁻¹ no es buena (Terrón, 1995) en tanto es dudosa la que presenta un contenido de 1.25 a 2.5 meq L⁻¹; y finalmente es buena si este contenido es inferior a 1.25 meq L⁻¹. El riesgo de CSR se reduce a través de la eliminación de carbonatos y bicarbonatos con tratamiento ácido ya sea sulfúrico, nítrico o fosfórico. En sistemas de fertirrigación es indispensable la eliminación de CSR, pues provoca taponamientos en los emisores.

2.7.3.4. Porcentaje de sodio posible

El peligro de desplazamiento de calcio y magnesio por el sodio, en el complejo de intercambio, empieza cuando el contenido de sodio en solución es

más de la mitad de los cationes disueltos. Cantidad de Na^+ que resulta una vez precipitados los Carbonatos de Ca^+ y Mg^{+2} , así como del CaSO_4 (Palacios y Aceves, 1970; Vásquez, 1999); los cuales al precipitarse aumentan relativamente la proporción de sodio sobre los demás cationes y se basa en la siguiente ecuación:

$$\text{PSP} = [\text{Na}^+ / \text{SE}] 100$$

Donde: Na^+ = Sodio

SE = Salinidad Efectiva

2.7.4. Iones específicos

Ciertos iones ejercen efectos específicos sobre el crecimiento, independientemente de la presión osmótica, los cuales pueden ser de naturaleza tóxica o nutricional, tal como sucede con Na^+ , Cl^- , Bo , HCO_3 y otros (Sánchez 1970). En lo que corresponde a ciertos niveles, la concentración de sales dentro de las células altera la relación de la reacción metabólica de acuerdo con la especie, lo cual causa ciertas distorsiones a nivel celular. Estos efectos pueden ser visibles en forma de áreas necróticas, quemadura apical o de los bordes e ineptitud de la planta para cumplir su ciclo normal (George, 1967).

Al utilizar agua residual para regar, los iones presentes que más preocupan son el sodio, cloruros y boro; de estos la toxicidad de mayor incidencia es de boro y cloruros (Palacios y Aceves, 1970; Vásquez, 1999).

En relación con la nutrición, la respuesta de las plantas a la salinidad se complica por numerosos factores; un exceso de Na^+ generalmente es acompañado de bajo contenido de Ca^{+2} y tiene efecto antagónico en la

absorción de Ca^{+2} , Mg^{+2} y K^{+} . Valores bajos de salinidad, el porcentaje de Na^{+} afecta más a las plantas que a porcentajes altos de salinidad, lo que indica que no hay efecto aditivo de sales y Na^{+} (Bernstein, 1960).

Elevados contenidos de sodio pueden afectar a las plantas y producir problemas de permeabilidad en el suelo. El efecto perjudicial del sodio se puede contrarrestar con elevados contenidos de calcio en el suelo. Algunos de los cultivos más sensibles al sodio son el almendro, aguacate, frutales de hueso y cítricos. Contenidos foliares de sodio superiores a 0.3 - 0.5 por ciento (sobre peso seco) suelen indicar problemas de toxicidad en la mayoría de árboles frutales y cítricos (Ramos *et al.*, 1989).

El ión cloro es movido por la corriente transpiratoria y acumulado en las hojas; cuando excede la tolerancia del cultivo, se produce daño en las hojas o bien ocasiona el secamiento de las mismas. El daño normalmente ocurre en las puntas de las hojas jóvenes y baja progresivamente. En casos extremos puede haber necrosis y caída de hojas. Un contenido de cloruros inferior a 140 mg L^{-1} no presenta problema, de 140 a 350 mg L^{-1} el problema aumenta y a valores superiores a 350 mg L^{-1} puede ocasionar problema de toxicidad grave. Estos valores son orientativos y el problema se puede más o menos resolver impidiendo la acumulación de cloruros en el suelo manteniendo una fracción de lavado adecuada. Niveles de cloruros en las hojas de los cítricos superiores a 0.5 - 0.1 por ciento (sobre peso seco) indican posible problema de toxicidad por cloruros. Al utilizar riego por aspersión el contenido en cloruros del agua debe ser inferior a 100 mg L^{-1} para evitar posible problema de fitotoxicidad (Ramos,

1996). La toxicidad por cloruros puede ocurrir directamente por absorción durante el riego aplicado por aspersión.

El agua con concentraciones de cloruros entre 4 y 10 meq L⁻¹ tienen restricción ligera a moderada y cuando las concentraciones son superiores a 10 meq L⁻¹ poseen una severa restricción para riego por superficie (Ayers y Westcot, 1985). En cuanto al riego por aspersión, el agua con concentraciones de cloruros mayores que 3 meq L⁻¹, poseen ya severas restricciones. Normalmente los cloruros y sodio están asociados de forma que los meq L⁻¹ de cloruros frecuentemente son aproximadamente igual a los de sodio. El contenido en cloruros y sodio aumenta durante el uso doméstico del agua, especialmente cuando se utilizan ablandadores de agua. El riego por aspersión por otro lado, en cultivos sensibles puede complicar aún más el problema de toxicidad por absorción de sodio y cloro a través de las hojas.

El ión bicarbonato (HCO₃⁻) se puede encontrar presente en la solución del suelo entre valores de pH tan amplios como 4.5 hasta 8.2 (sobre este valor puede predominar el ión carbonato (CO₃⁼). Este anión es responsable del pH moderadamente alto; a mayor concentración de HCO₃⁻ mayor pH y viceversa. Este anión afecta una adecuada nutrición de hierro en las plantas, ya que contenidos menores de 4 mmol L⁻¹ se pueden considerar como no restrictivos para la mayoría de las especies de plantas. Niveles entre 4 y 8 mmol L⁻¹ deben considerarse moderadamente altos, mientras que más de 8 mmol L⁻¹ son considerados muy altos y restrictivos para cultivos sensibles (Sierra *et al.*, 2001).

El Boro, a diferencia del Sodio, es un elemento esencial para el desarrollo de la planta y es necesario relativamente en cantidades mínimas; sin embargo, si está presente en apreciables cantidades que la necesaria, causa toxicidad. Los síntomas de toxicidad son normalmente mostrados en las hojas viejas como amarillamiento, secado del tejido de las hojas, desde las puntas y bordes hacia adentro. Las fuentes más comunes de boro son los detergentes domésticos y vertidos de instalaciones industriales.

En el caso de cultivos sensibles a esta toxicidad es de difícil corrección y se debería variar el tipo de cultivo o suministro de agua, y aún se acentúa más el problema en condiciones climáticas de elevada temperatura, sobre todo para riego por aspersión ya que se pueden manifestar más severamente por quemaduras o daños foliares (Mujeriego,1990) . La técnica de riego utilizada define en gran medida el grado de fitotoxicidad que puede ser menor en riego de gravedad.

2.8. Hidrogeoquímica

La investigación geoquímica del agua es un valioso auxiliar que puede proporcionar datos que por otros medios se dificulte obtener. Al circular el agua por un acuífero, entra en contacto con las formaciones geológicas disolviendo las sales que constituyen las rocas. Los diferentes contenidos de sales son indicadores de la calidad del agua y pueden establecer la dirección del flujo subterráneo, a manera de trazadores. La distribución espacial de las propiedades fisicoquímicas del agua auxilia la identificación de las formaciones

geológicas y permite determinar similitudes y diferencias entre el agua analizada.

Las aguas naturales adquieren su composición química mediante un proceso complejo, donde intervienen factores de tipo químico-físico, geológico, hidrogeológico, pedológico, climático y antrópico (Amato y Busso, 2006). Entre los factores geológicos se mencionan, aquellos que se relacionan con la litología, estado de yacencia de las secuencias estratigráficas, tectónica, fracturamiento, textura y porosidad de las rocas, entre otros. La litología determina, por lo general, las facies hidroquímicas dominantes, es decir, el tipo de agua. Todos estos contactos inciden en el tiempo de contacto entre el agua y la roca.

Los factores de tipo geomorfológico influyen en la composición química del agua en relación con las formas del relieve. Consecuentemente con ello, otro factor que también influye sobre la composición química del agua natural son del tipo pedológicos, los cuales están asociados al tipo de suelo que yace sobre las secuencias estratigráficas.

2.8.1. Diagrama de Piper

Dentro de las representaciones triangulares de la calidad del agua (Diagrama de Emmons y Harrington, Diagrama de Schoeller y Diagrama de Piper) el Diagrama de Piper es de los más usados en el juicio de la calidad del agua para la agricultura (Orihuela, 2002).

El diagrama de Piper se emplea para tener una visión general de la composición química de las aguas subterráneas; consiste en graficar las

concentraciones de los iones mayoritarios (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} y Cl^-) presentes en el agua. Las concentraciones de estos iones solubles deben de estar en meq L^{-1} , posteriormente se calculan los porcentajes de cada ión. En la parte de abajo del gráfico se encuentran dos triángulos, el izquierdo para cationes y el derecho para los aniones. En la parte superior del diagrama hay un rombo (diamante en algunos textos) que en forma general arroja la información de la composición química del agua subterránea en estudio.

Es importante mencionar que la información proporcionada por este diagrama permite clasificar el agua de acuerdo al porcentaje de cada uno de los iones analizados, es decir, no cuantifica la concentración existente en cada una de las muestras.

2.8.2. Diagrama de Schoeller-Berkaloff

Este diagrama corresponde a una serie de escalas logarítmicas, cada una de ellas representando a un ión (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} y Cl^-). La concentración expresada en meq L^{-1} de estas sales solubles es marcada sobre las escalas, uniéndose los puntos y dando lugar a la formación de un polígono cuya forma es representativa del tipo o familia de agua.

2.8.3. Relaciones hidrogeoquímicas

La distribución de facies hidroquímicas del agua subterránea facilita diferenciar claramente las áreas de influencia de los diversos materiales que conforman los acuíferos. Las relaciones hidrogeoquímicas en muchos casos permiten comprender las reacciones fisicoquímicas que afectan el agua

subterránea en su camino desde las áreas de recarga hacia los puntos de descarga, y tienen directa relación con los materiales a través de los cuales circula el agua y/o fenómenos modificadores que cambian su composición para evaluar la tendencia de algunas relaciones a medida que aumenta la salinidad.

Las relaciones hidrogeoquímicas son más utilizadas en acuíferos costeros, específicamente en el estudio de la intrusión marina; son de buena utilidad, ya que determinan, si el agua subterránea es considerada continental o marina. En general, estas relaciones permiten conocer el origen de la salinidad del agua subterránea y los fenómenos fisicoquímicos que presenten las aguas en su recorrido a través del medio rocoso.

A continuación se describen las seis principales relaciones hidrogeoquímicas empleadas para la caracterización del agua, Custodio y Llamas (1983); estas relaciones permiten determinar la procedencia y los materiales con los que han estado en contacto el agua a lo largo de su viaje a través del acuífero, o establecer la influencia de algunos fenómenos modificadores como puede ser la mezcla con agua marina o de otras formaciones, la precipitación o disolución de nuevos minerales (r indica relación expresado en meq L^{-1}):

1. Relación $r\text{Mg}/r\text{Ca}$: Los valores de ésta relación varían en el agua continentales entre 0.3 y 1.5 (Custodio y Llamas, 1983); los valores por debajo de 1 suelen indicar la influencia de terrenos calizos y próximos a 1 indican la influencia de terrenos dolomíticos. Es importante en la determinación de

precipitación o la disolución de CaCO_3 , así como, reducción de sulfatos y una posible intrusión marina.

2. Relación $r\text{Na}/r\text{Cl}$: El valor de esta relación está asociado a la existencia de procesos de cambio, debido a que el ión cloruro no es afectado por la retención del suelo, en tanto el ión sodio puede ser adsorbido por la micela coloidal. También el valor de esta relación puede verse alterado por la meteorización que afecta a algunos silicatos; en el agua de mar esta relación tiene un valor aproximado de 0.82 unidades.

3. Relación $r\text{Na}/r\text{K}$: En agua dulce los valores más frecuentes de esta relación suelen estar comprendidos entre 3 y 250, mientras que en el agua marina varía entre 40 y 50 (Custodio y Llamas, 1983); para agua subterránea en general se observa que el valor de esta relación tiende a crecer a medida que aumenta la salinidad.

4. Relación $r\text{SO}_4/r\text{Cl}$: Para agua continental toma valores de 0.2 a 0.4 y para agua de mar es 0.11 unidades; la información es muy útil, ya que valores relativamente bajos, indicaría una reducción de sulfatos, los valores en aumento tomarían en cuenta una contaminación agrícola/industrial y posible intrusión marina (Custodio y Llamas, 1983).

5. Relación $r\text{Mg}/r\text{Cl}$: dada la alta concentración de magnesio en el agua de mar el estudio de esta relación tiene cierto interés para evaluar la posible

mezcla de agua de origen meteórico con agua marina; sin embargo, el estudio de esta relación debe ser tomado con precaución debido a posibles aportes de magnesio al agua como consecuencias de la alteración de silicatos magnésicos (Custodio y Llamas, 1983).

6. Relación $rCl/rHCO_3$: en agua continental con pH mayores a 7 tiene normalmente un valor entre 0.1 y 5 unidades; en el agua de mar varía entre 20 y 50 (Custodio y Llamas, 1983). La información que aporta esta relación es de suma importancia, puesto que indican la existencia de precipitaciones o disoluciones de $CaCO_3$, el grado de mineralización, intrusión marina y la dureza al incrementar los valores. Un continuo crecimiento de esta relación indicaría un proceso de incorporación selectiva de cloruro y cambios bruscos pueden señalar los límites entre agua de distinto origen (Custodio y Llamas, 1983).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Localización y características del sitio de estudio

La región agrícola del Valle de Navidad municipio de Galeana Nuevo León, se localiza al oriente de la ciudad de Saltillo Coahuila, a 84 km por la carretera 57 (México-Piedras Negras). Comprende una superficie de 7,000 hectáreas de riego (bombeo de pozos profundos). Ubicado geográficamente en el cuadrante comprendido por: a) 25° 06' 54.72" N y 100° 47' 51.78" W; b) 25° 06' 16.40" N y 100° 39' 01.21" W; c) 24° 58' 35.80" N y 100° 48' 11.20" W; d) 24° 58' 43.00 N y 100° 35' 01.90" W, con una altitud de 1,882 msnm y topografía plana, Figura 1. De acuerdo con García (1981), el clima se tipifica como BS₁kx (e'), seco, templado, muy extremoso, con lluvias esparcidas durante el año, temperatura anual promedio de 14.3° C, máximas extremas de 40° C en septiembre y mínimas de -15° C en enero. La precipitación total anual es de 516 mm, distribuida entre los meses de abril a octubre, donde ocurre el 79 por ciento del total anual.

3.2 Geología del área

El Valle de Navidad, N. L. pertenece al acuífero Navidad-Potosí-Raíces; queda comprendido dentro de la Región Administrativa VII Cuencas Centrales del Norte; se encuentra dentro de la Provincia Fisiográfica Sierra Madre Oriental, así mismo la mayor parte del área que involucra a la zona central de ella, corresponde a la Subprovincia Sierras y Llanuras Occidentales, mientras que en menor proporción y hacia las sierras del nororiente y oriente, entre las que se encuentra la sierra El Potosí, la zona se encuentra dentro de la

Subprovincia Gran Sierra Plegada y una pequeña parte de la zona poniente donde se localiza la sierra Las Mazmorras está dentro de la Subprovincia Sierras Transversales.

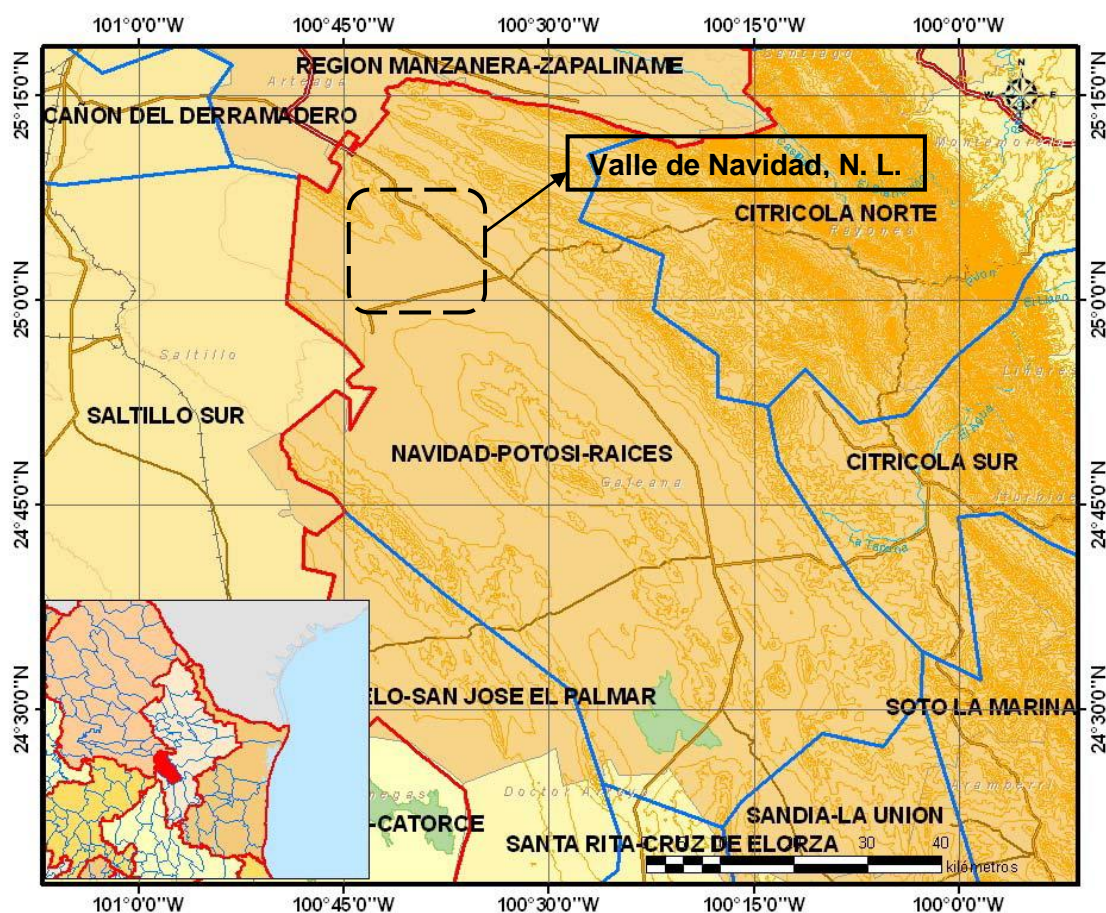


Figura 1. Localización del área de estudio.

La litología del área está integrada por una secuencia sedimentaria esencialmente marina formada por caliza, caliza arcillosa y yeso que comprende desde el Jurásico Superior hasta el Cretácico Superior. Gran parte de esta litología está cubierta por sedimentos cuaternarios. Fig. 2.

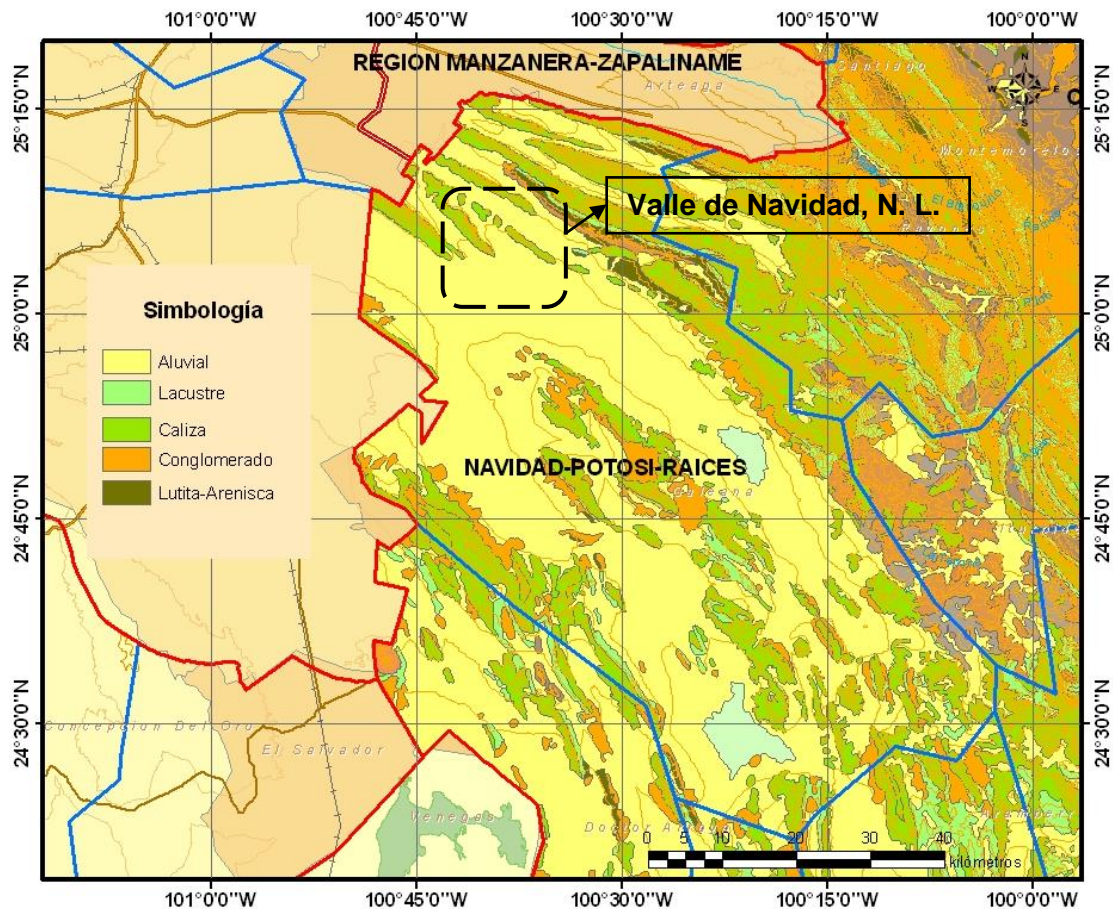


Figura 2. Mapa Geológico de la región manzanera-zapalín, donde se ubica el Valle de Navidad, Nuevo León.

A continuación se describe el mapa geológico de la región manzanera-zapalín, donde se ubica el Valle de Navidad, Nuevo León y donde se involucran ocho columnas estratigráficas de la zona:

a. Grupo Huizachal. Las rocas más antiguas que afloran en algunas zonas de la “Curvatura de Monterrey” han sido asignadas al Grupo Huizachal del Triásico Tardío. La unidad consiste principalmente de lechos rojos, más

finos hacia la base y más gruesos hacia la cima que representan depósitos netamente continentales. Estas rocas han sido interpretadas como resultado de la erosión de horsts formados en el Mesozoico Temprano.

b. Formación Olvido. Constituida por yesos y dolomitas intercaladas con horizontes delgados de lutitas que conforman el núcleo de los anticlinales del área. Esta formación subyace concordantemente a la formación La Casita y sobreyace en discordancia tectónica a la Formación Huizachal del jurásico superior. Se le ha asignado una edad del oxfordiano-argoviano. Esta formación aflora en la zona de San José Raíces y Boca de Refugio; se considera que en la zona de Navidad-Potosí-Raíces llega a tener hasta 250 m de espesor.

c. Formación La Casita. Presenta en la parte superior lutitas carbonosas de color gris oscuro en estratos gruesos que contienen pelecípodos. En la parte media tiene lutitas de color gris claro y limonitas intercaladas con horizontes de yeso de hasta 4 cm de espesor; hacia la base contiene calizas arenosas negras en estratos que varían de delgados a ligeramente gruesos, en ocasiones contiene fósiles de amonitas. Conforman lomas pequeñas de pendientes suaves, que por lo general bordean depresiones kársticas desarrolladas en la Formación Olvido, unidad a la que sobreyace. La edad asignada a la Formación La Casita es portlandiana. Se estima que esta formación en la zona llega a tener hasta 250 m de espesor.

d. Formación Taraises. Contiene calizas en estratos medianos de color gris oscuro, así como calizas arcillosas de color gris claro en estratos delgados que alternan con horizontes de lutitas en la parte superior. Se han reportado en esta formación fósiles de amonitas. Su edad corresponde al Berriasiano-Hauteriviano, sobreyace a la Formación La Casita y subyace a la Caliza Cupido. Se considera que esta formación en la zona presenta hasta 350 m de espesor.

e. Formación Cupido. Conformada por calizas de color gris claro y de estratos gruesos intercalados con estratos delgados de calizas arcillosas. Contiene concreciones de pirita, nódulos de pedernal y abundantes fósiles de gasterópodos y miliólidos. Como estas calizas son masivas y fuertemente fracturadas, facilitan el desarrollo de los procesos kársticos. Se le ha asignado una edad del Hauteriviano-Barremiano. Subyace a la Formación La Peña y sobreyace a la Formación Taraises. Se considera que la Formación Cupido en la zona presenta hasta 600 m de espesor.

f. Formación La Peña. Constituida por una secuencia de estratos delgados de caliza arcillosa de color gris claro alternando con estratos de lutita calcárea. En su parte inferior muestra concreciones de pirita y nódulos de pedernal; éstos últimos, en la parte superior forman bandas delgadas. La fauna está representada por fósiles de amonitas y pelecípodos. Se le ha asignado una edad del Aptiano-Albiano. Se estima que el espesor de esta formación en el área es de 20 a 50 m.

g. Formación Cuesta del Cura. Consiste de calizas de color gris claro en estratos medianos a gruesos que, hacia la cima se intercalan con lutitas; asimismo, llegan a presentar nódulos y bandas gruesas de pedernal. Contiene fósiles de amonitas y foraminíferos. La edad asignada es del Albiano – Cenomaniano. Tanto las calizas de la Formación Cupido como las de la Formación Cuesta del Cura originan relieves muy abruptos en el área. Se considera que esta formación en la zona presenta de 150 a 300 m de espesor.

h. Depósitos Granulares del Cuaternario. Ocupan los valles que corresponden a sinclinales recostados están representados por depósitos aluvio-lacustres constituidos por arenas, gravas y arcillas así como depósitos de piedemonte conformados por gravas y arenas.

3.3 Hidrogeología

El acuífero de Navidad-Potosí-Raíces es de tipo libre y está conformado en dos medios geológicos, uno poroso y otro fracturado. El medio poroso está formado por el material granular del Cuaternario, producto de la erosión de las partes altas de las montañas y se encuentra sobreyaciendo a las formaciones calizas del Cretácico y Jurásico. La permeabilidad en esta unidad, que se puede considerar somera, es variable ya que se trata de depósitos aluviales-lacustres (arenas, gravas y arcillas) y de pie de monte (gravas y arenas); los espesores son menores a los 150 m.

El medio fracturado está constituido por las formaciones Cuesta del Cura, La Peña, Cupido, Zuloaga y Olvido, las cuales presentan un alto fracturamiento y activa disolución, por lo que su porosidad secundaria es de mayor relevancia en lo referente al movimiento del agua subterránea. Las tres primeras se encuentran en la parte centro – noroeste de la cuenca y las dos últimas en los alrededores de Raíces.

La recarga del sistema es básicamente por medio del agua de lluvia captada en las partes altas de las sierras adyacentes, induciendo a la formación de sistemas de flujo local e intermedio. Las salidas se asocian a la explotación de las unidades por medio de norias y pozos, y en algunas zonas donde los niveles estáticos son someros a la evaporación y evapotranspiración. Las zonas de explotación se encuentran al NW y S de San Rafael y en las proximidades de Raíces.

3.4 Parámetros hidráulicos

En el medio granular, la permeabilidad está en función de la distribución granulométrica de las unidades y del grado de compactación de las mismas. En términos generales, en este medio las transmisividades son del orden de $10^{-3} \text{ m}^2 \text{ seg}^{-1}$. En el cuadro 4 se muestran los rangos de conductividad hidráulica de los sedimentos aluviales.

En el medio de las calizas se tienen las siguientes dos condiciones:

a. Área del Cuije y Potosí, compuesto por las formaciones del Cretácico Cuesta del Cura, La Peña y Cupido, presentan alto fracturamiento y activa disolución por lo que su porosidad es de tipo secundario aunque sus

rendimientos son relativamente bajos. Estas rocas están ampliamente distribuidas en las márgenes de la cuenca, especialmente en las partes SW, N y NW, y presentan condiciones favorables para la circulación del agua subterránea.

b. Área de Raíces: Compuesta por las formaciones del Jurásico Zuloaga (Jz) y la Olvido (Jo). Esta unidad tiene un buen potencial de almacenamiento, se localiza al SE de la cuenca en las áreas de San José de Raíces y Boca del Refugio. En el Cuadro 4, se muestran valores de conductividad hidráulica de los diferentes materiales que se encuentran en la zona determinados mediante pruebas de bombeo, así como de rendimientos específicos, las calizas con alto fracturamiento y activa disolución de las formaciones Cupido, Zuloaga y Cuesta del Cura son las que presentan mayor conductividad hidráulica.

Cuadro 4. Propiedades hidrogeológicas de las formaciones.

Formación	Espesor (m)	K (m/día)	Sy
Cupido	10 - 300	0.16 – 334.0	0.013 – 0.098
Cuesta del Cura	40 - 300	0.03 – 79.8	0.0074 – 0.104
Sedimentos aluviales	45 - 100	3.27 - 24.5	0.10 *
Zuloaga	60	124.0	0.121
Taraises	350	1.05	0.025

*valor estimado

3.5 Piezometría

Las elevaciones topográficas máximas se encuentran en las sierras del Potosí, Esmeralda, El Cateado y El Orégano, las cuales delimitan a las partes bajas donde se ubica el sistema de agua subterránea. De acuerdo con la información piezométrica disponible, las curvas de igual elevación del nivel

estático son prácticamente paralelas a las sierras, sobre todo al pie de estas. Lo anterior origina un flujo casi perpendicular a las sierras mencionadas.

3.6 Comportamiento hidráulico

3.6.1 Profundidad al nivel estático

La Figura 3 evidencia que en el año 2004 el acuífero presenta valores de profundidades al nivel estático entre 20 y 130 m; en forma puntual los valores extremos van de 14.5 y 143 m. Las profundidades entre 20 y 30 m se encuentran prácticamente hacia el centro del valle, donde el acuífero es de relleno granular y comprendido entre la Sierra El Orégano y Sierra El Potosí, mientras que las profundidades de 40 a 70 m se localizan en la parte norponiente de la zona e inmediaciones de los poblados de Santa María de Ramos y La Casita, donde el medio es fracturado en rocas calizas, así como también en la zona sur e inmediaciones de los poblados San José de Raíces y Las Majadas. Los niveles estáticos del agua subterránea más profundos con valores de hasta 130 m se han observado hacia las faldas de la Sierra El Potosí, constituido por calizas.

3.6.2 Elevación del nivel estático

De la información piezométrica para el año 1972, registra una configuración donde los valores máximos de elevación del nivel estático son de alrededor de 1,880 msnm, ubicándose al pie de las sierras Esmeralda, Potosí y El Zorrillo. En la zona de Catarino Rodríguez los niveles son del orden de los 1870 msnm; en la parte sur, alrededor de Raíces, y entre San Rafael y Santa

Marta, se encuentran los valores más bajos, registrándose altitudes del nivel estático de 1,850 msnm.

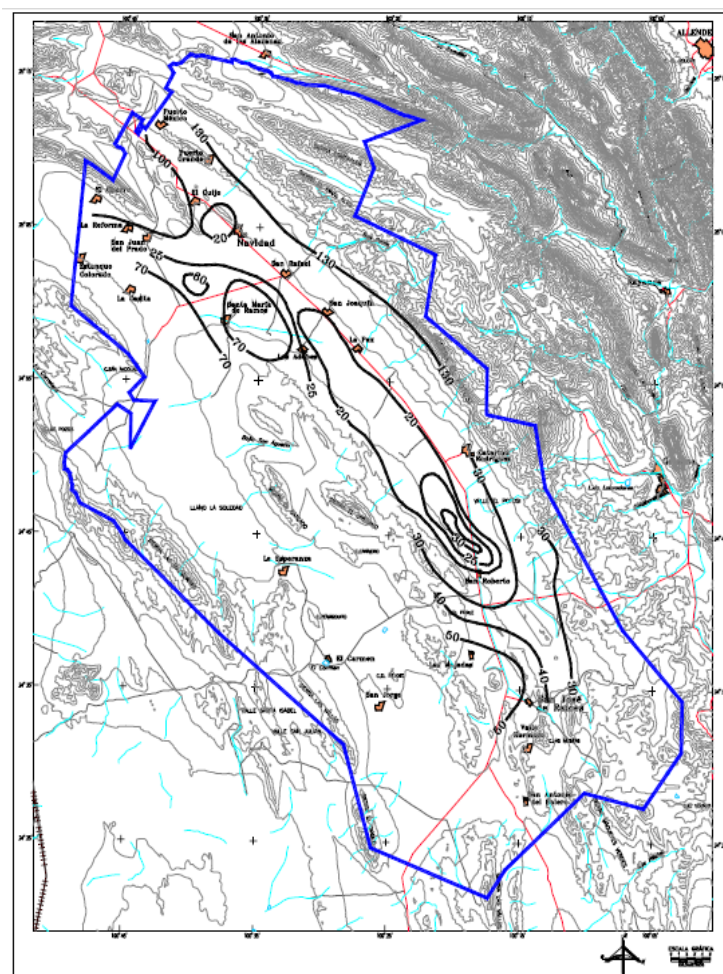


Figura 3. Curvas de igual profundidad al nivel estático, 2004 (m).

En la configuración de 1977 los niveles estáticos se mantienen al pie de las sierras en 1,880 msnm, notándose incrementos importantes, según la información recopilada a través de la Gerencia de Aguas Subterráneas, asociados a la sierra El Zorrillo y al noroeste de Raíces, donde se registran

valores de hasta 1,900 msnm. Al norte de Raíces se encontraba una cota de nivel estático mínima, del orden de 1,845 msnm.

En general, el flujo de agua subterránea proviene de las partes altas de las Sierras circundantes hacia la parte central del valle; su origen es el agua de lluvia que se infiltra a través de las fracturas y conductos de disolución de las formaciones de calizas que afloran en la parte norte del área principalmente.

La Figura 4 muestra una configuración de curvas de igual elevación del nivel estático del año 2004, en ella se puede apreciar que en el área comprendida entre los poblados de La Paz y San José de Raíces el flujo subterráneo se presenta hacia el centro del valle proveniente de la Sierra El Potosí, así como también de la Sierra El Orégano y de la sierra donde se localiza el cerro El Fraile; el agua de lluvia se infiltra en esas sierras de material calizo y alimenta al acuífero constituido por los rellenos del valle.

Las cotas piezométricas hacia la sierra El Orégano son de 1,880 msnm y en las faldas de la Sierra El Potosí son del orden de 1,870, mientras que en la zona del valle son del orden de 1,860, y en algunos puntos las cotas mínimas son de 1,840 msnm.

En el área NW de la zona, comprendida aproximadamente entre las poblaciones de San Joaquín-Los Adobes-El Cuije-San Juan del Prado, el flujo de agua subterránea presenta una dirección del NE al SW, es decir, los flujos que provienen desde las faldas de la Sierra El Pinal Alto, con cotas piezométricas del orden de 1,870 msnm se dirigen hacia las partes bajas donde se localizan los poblados de las Delicias y la Maroma y donde la altitud del nivel estático del acuífero es de 1,800 msnm.

Las salidas del sistema están representadas por la extracción mediante pozos, anteriormente el acuífero presentaba también salidas por evapotranspiración en zonas donde los niveles estáticos eran someros, sin embargo, actualmente y en términos genéricos los niveles estáticos del acuífero se encuentran a más de 10 m de profundidad, por lo que la evapotranspiración, ya no ocurre en el acuífero.

Debido a que los potenciales de flujo subterráneo bajo condiciones establecidas y en acuíferos de tipo libre están normalmente influenciados por la topografía del terreno, se deduce que el nivel estático en la zona Navidad-Potosí-Raíces en principio sigue de manera más o menos regular la topografía del terreno.

La zona agrícola del Valle de Navidad, N. L., es de gran importancia socioeconómica por las cerca de 8,500 hectáreas bajo riego, distribuidas en los fraccionamientos Navidad, Zacatal, El Prado y Guadalupe incluyendo además las porciones agrícolas del fraccionamiento Valle del Paraíso y Colonia Menonita además del Cuije (Orantes, 2009).

Los sistemas de riego utilizados en los fraccionamientos Navidad, El Prado, Zacatal y Guadalupe, son sistemas presurizados (pivote central y sistemas semi-portátiles) y para frutales se utilizan sistemas de riego por goteo. Los cultivos de mayor importancia para esta región agrícola son papa, alfalfa, maíz, avena y trigo.

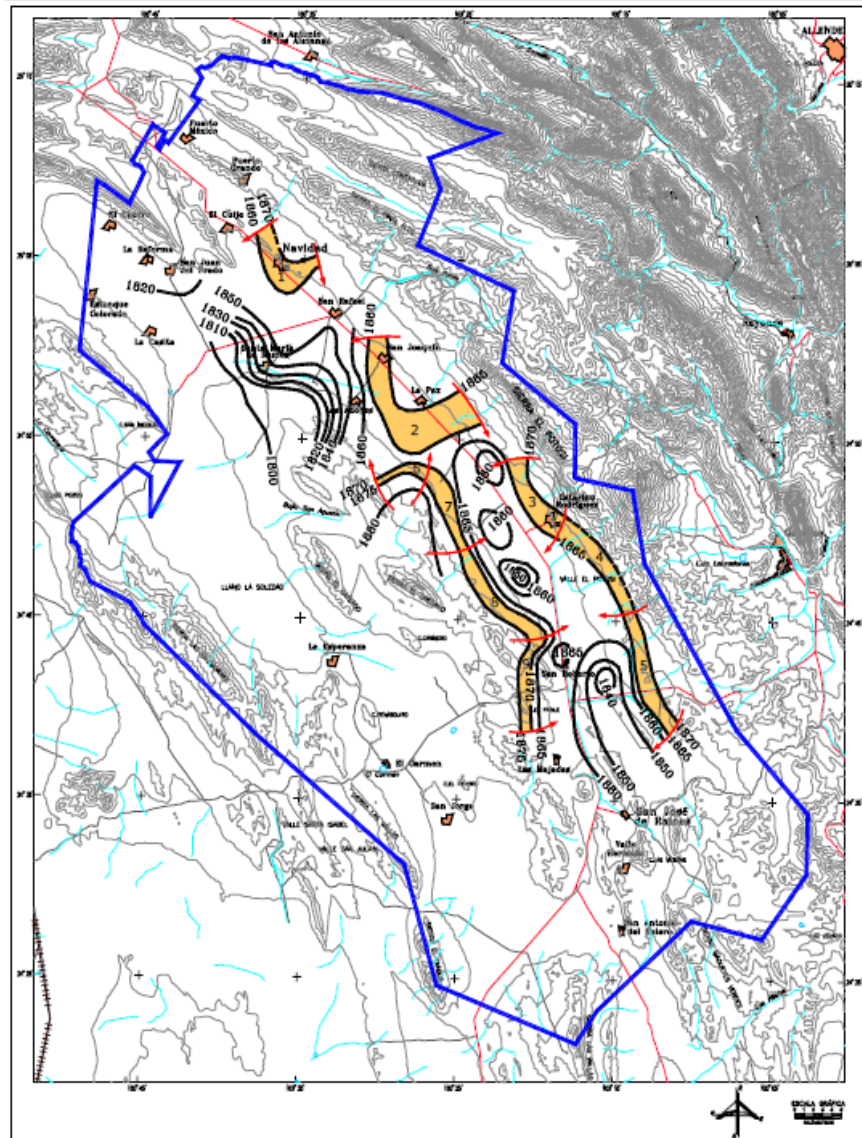


Figura 4. Curvas de igual elevación del nivel estático, 2004 (msnm).

3.7. Muestreo

Se obtuvieron un total de 51 muestras de agua que involucraron el 86 por ciento de los pozos de bombeo del Valle de Navidad, N. L. Las muestras fueron colectadas en botellas de polietileno de 1 litro de agua, por duplicado, directamente de la toma de salida del pozo de bombeo. Para su procesamiento se contó con el Laboratorio del Campo Experimental Valle de Juárez del

INIFAP, efectuándose las siguientes determinaciones: pH, conductividad eléctrica (CE) y los iones solubles Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} y Cl^- (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987); además fueron calculados los índices RAS, salinidad efectiva, salinidad potencial, carbonato de sodio residual y por ciento de sodio posible (Palacios y Aceves, 1970). La zona de estudio corresponde a los fraccionamientos Navidad, El Prado, Valle del Paraíso, Zacatal, Colonia Menonita y el Cuije.

En las pruebas de control de calidad, se utilizaron duplicados, además de blancos analíticos. Se elaboraron curvas de calibración para sulfatos, sodio, potasio y se utilizaron estándares para la calibración del flamómetro y espectrofotómetro de absorbancia (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Las 51 muestras cumplieron con un error de balance iónico, que indica la calidad de los análisis químicos, aceptando un valor de 5 por ciento, de tal manera que todas las muestras están consideradas para fines de interpretación (Soltan, 1998), mediante la fórmula:

$$\text{Error } \% = \frac{\sum \text{cat} - \sum \text{ani}}{\sum \text{cat} + \sum \text{ani}} \times 100$$

3.8. Determinaciones analíticas

pH.- Dependiendo de la concentración de iones hidrógeno, el agua (soluciones y sustancias en general) tendrá un comportamiento específico. Pero manejar cifras con exponentes de 10 puede ser complicado y prestarse a confusión, por lo que se maneja el valor logarítmico de su concentración y esto se conoce como potencial de hidrógeno (pH).

$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$$

Para éste análisis se utilizó un potenciómetro Hanna Instruments, instrumento que mide la diferencia de potencial entre dos electrodos: un electrodo de referencia (plata/cloruro de plata) y un electrodo de vidrio que es sensible al ión hidrógeno. La calibración se efectuó con estándares pH-4 y pH-7 (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Conductividad eléctrica.- En el análisis de Conductividad eléctrica (CE) se utilizó un puente de WheatstoneBeckman modelo SD-26 y una solución estándar OrionApplicationSolution 1.413 dSm^{-1} (692 ppm).

Sólidos Disueltos Totales.- Determinado por gravimetría al exponer un volumen conocido a evaporación (Allison *et al.*, 1985).

Calcio.- Se determinó mediante titulación con EDTA. Se colocó una alícuota de 5 ml de la muestra en un frasco Erlenmeyer de 125 ml. Se diluyó a un volumen aproximado de 25 ml; se agregó 5 gotas de cloruro de calcio y aproximadamente 50 mg del indicador purpurato de amonio y se tituló con EDTA utilizando una microbureta de 10 ml; el cambio de color es de rojo naranja a púrpura (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Calcio y Magnesio.- Determinado mediante titulación con EDTA. Se tomaron 10 ml de alícuota de la muestra y se colocaron en el matraz de 125 ml

para diluir a 25 ml; se agregaron 10 gotas de la solución amortiguadora de cloruro de amonio e hidróxido de amonio y 3 o 4 gotas de indicador Eriocromo negro T y se tituló usando una microbureta de 10 ml. El vire se observó de color azul a verde (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Sodio y potasio.- Determinados por medio de flamometría, para lo cual se conformaron curvas de calibración con estándares de 0, 20, 40, 60, 80 y 100 ppm de cada ión soluble, (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Bicarbonatos.- Los bicarbonatos fueron determinados por el método de titulación con ácido sulfúrico. Se tomó una alícuota de 5 ml, se le agregó una gota de fenoftaleína, 2 gotas de anaranjado de metilo y se tituló con ácido sulfúrico hasta la primera coloración anaranjada (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Cloruros.- Se determinaron por el método de titulación con nitrato de plata. En el procedimiento se tomaron 5 ml de alícuota de la muestra, se agregaron 4 gotas de cromato de potasio al 5 por ciento. Al agitar se tituló con nitrato de plata bajo una luz intensa, de una microbureta de 10 ml hasta producir un color rojizo (Allison *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1987).

Sulfatos.- Se determinó mediante el método turbidimétrico con el auxilio de un espectrofotómetro de absorbancia, donde se elaboraron curvas de calibración a 0, 20, 40, 60, 80 y 100 ppm (Aguilar *et al.*, 1987).

3.9. Cálculo de índices de clasificación

Se siguió la metodología sugerida por Palacios y Aceves (1970) y Vásquez (1999) para los siguientes índices:

Relación de Adsorción de Sodio:

El índice usado es la Relación de Absorción de Sodio (RAS) que expresa la relación entre sodio y calcio y magnesio (Ecuación 1).

Salinidad Efectiva:

$$SE_2 = \Sigma \text{ cationes} - (\text{CO}_3^{-2} + \text{HCO}_3^-)$$

$$SE_3 = \Sigma \text{ cationes} - (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2})$$

La primera fórmula se utilizó de acuerdo a los casos que cumplieron las condiciones $\text{Ca}^{+2} < (\text{CO}_3^{-2} + \text{HCO}_3^-)$ y $(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) > (\text{CO}_3^{-2} + \text{HCO}_3^-)$, y la segunda para los casos en donde la condición que se cumplió fue $(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) < (\text{CO}_3^{-2} + \text{HCO}_3^-)$.

Salinidad Potencial:

$$SP = [\text{Cl}^-] + \frac{1}{2} [\text{SO}_4^{-2}]$$

Carbonato de Sodio Residual:

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

Porcentaje de Sodio Posible:

$$PSP = (\text{Na}^+ / \text{Salinidad efectiva}) * 100$$

3.10. Hidrogeoquímica

Diagramas de Piper y Schoeller-Berkaloff

La representación gráfica de la composición química del agua del área de estudio, se llevó a cabo mediante los diagramas de Piper y Schoeller-Berkaloff, los cuales se obtuvieron mediante el programa Easy-Quim4.

Relaciones iónicas

Con el fin de conocer el origen de la salinidad presente en el agua de bombeo, así como los diferentes cambios fisicoquímicos que se presentan en la interacción agua-roca. Las relaciones iónicas usadas fueron: rMg/rCa , rCl/HCO_3 , rNa/rCl y rSO_4/rCl .

3.11. Análisis de la información

Los análisis generados corresponden al uso de gráficos de frecuencias que muestran la proporción de cada indicador de la calidad del agua, así como el uso de diagramas que identifican las facies o tipos de familias al que el agua pertenece. El uso de las relaciones iónicas como indicadores del origen de la salinidad y fenómenos que pudieran aclarar las reacciones fisicoquímicas del agua subterránea. Toda la información que corresponde a parámetros químicos y relaciones hidrogeoquímicas del agua de bombeo, fue procesada para establecer la estadística descriptiva (valor mínimo, máximo, media y desviación estándar). Para el procesamiento estadístico de la información se realizaron 122 análisis de correlación para establecer los coeficientes de determinación

R^2 , mismos que permitieron establecer diferencia altamente significativa ($p < 0.001$), o significativa a ($p < 0.05$).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Estadística descriptiva de los indicadores de calidad del agua de bombeo e iones solubles

En el Cuadro 5 se indica la estadística descriptiva de los parámetros de salinidad (CE-SDT), sodicidad (RAS), pH, así como iones solubles para agua de bombeo que corresponde a Navidad Nuevo León. Los resultados presentan una amplia variación para CE, con valores mínimos y máximos de 508 a 3,515 ($\mu\text{S cm}^{-1}$), y para SDT se tienen desde 260 a 3278 (ppm).

Para iones solubles, se tienen concentraciones mínimas y máximas que corresponden de la siguiente manera: Ca^{+2} de 1 a 24; Mg^{+2} de 1.6 a 9.60; Na^{+} de 0.06 a 12.75; CO_3^{-2} de 0.0 a 2; HCO_3^{-} de 0.5 a 3.50; SO_4^{-2} de 0.1 a 21.40 y Cl^{-} de 2 a 14.25; los valores mínimos y máximos para los indicadores salinidad-sodicidad corresponden de la siguiente manera: SE 2.2 a 22.53, SP -23.1 a -1.30, CSR 2.1 a 23.45 y PSP 2.26 a 68.36 respectivamente.

4.2. Clasificación química del agua de bombeo

4.2.1 Salinidad (CE) y sodicidad (RAS)

La clasificación por salinidad de Richards (1954), quien aplica el criterio de interpretación más conocido (Figura 5), para el agua de riego del Valle de Navidad, N. L., presenta en mayor proporción un 60.78 por ciento de los pozos extrae agua clasificada como C3 o sea altamente salina ($750 - 2,250 \mu\text{S m}^{-1}$) y hay que precisar que en igual porcentaje (19.61 por ciento) existe agua clasificada como C2 ($250 - 750 \mu\text{S m}^{-1}$) y C4 ($> 2,250 \mu\text{S m}^{-1}$).

Cuadro 5. Rango de observaciones mínimo, máximo, media y desviación estándar para los parámetros químicos del agua de bombeo que corresponde a Valle de Navidad, N. L.

Parámetro	valor Mínimo	valor Máximo	Media	Desviación estándar
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	508	3515	1579	733.88
RAS	0.04	3.80	0.83	0.74
SDT (ppm)	260	3278	1414	833.37
pH	7.9	8.48	8.13	0.13
Ca ⁺² (me L ⁻¹)	1	24	8.66	6.26
Mg ⁺² (me L ⁻¹)	1.6	9.60	4.94	2.18
Na ⁺ (me L ⁻¹)	0.06	12.75	2.18	2.34
CO ₃ ⁻² (me L ⁻¹)	0	2	0.25	0.45
HCO ₃ ⁻ (me L ⁻¹)	0.5	3.50	1.93	0.66
SO ₄ ⁻² (me L ⁻¹)	0.1	21.40	8.57	7.20
Cl ⁻ (me L ⁻¹)	2	14.25	5.05	2.61
SE	2.2	22.53	7.45	4.36
CSR	-23.1	-1.30	-11.43	6.58
SP	2.1	23.45	9.33	4.32
PSP	2.26	68.36	27.45	15.66
Error (%)	-5.05	0.44	-0.11	0.88

CE= conductividad eléctrica. RAS= relación de adsorción de sodio. SDT= sólidos disueltos totales. SE= salinidad efectiva. SP= salinidad potencial. CSR= carbonato de sodio residual. PSP= porcentaje de sodio posible. Error (%)= error por balance de cargas

El agua con clasificación C3 es alta por peligro de salinidad y en este caso puede ser necesario emplear volúmenes de agua en exceso y utilizar cultivos tolerantes a la salinidad, que puede utilizarse para el riego de suelo con buen drenaje (Allison *et al.*, 1985). En la Figura 6 se observa el efecto de la sodicidad del agua expresada mediante la Relación de Adsorción de Sodio (RAS), donde el 94.12 por ciento de los pozos extraen agua clasificada como S1 (agua baja en Na⁺) y un 5.88 por ciento como S2 (agua media en Na⁺).

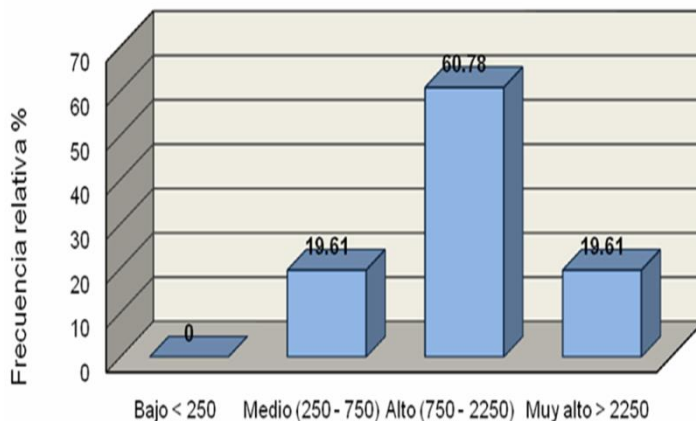


Figura 5. Frecuencia relativa de los valores de salinidad del agua de bombeo de Navidad, N. L.

En general, la mayor proporción de pozos corresponde a la clase C3S1 (Figura 7), lo que permite confirmar que esta agua no puede usarse para riego en suelos con drenaje restringido; y aún cuando el drenaje sea adecuado, pueden requerirse prácticas para el control de la salinidad, y deben seleccionarse cultivos con buena tolerancia salina de acuerdo con el Laboratorio de Salinidad de Estados Unidos (Allison *et al.*, 1985).

Rhoades *et al.*, (1992), así como Ayers y Westcot (1985), destacan que los frutales, lo mismo que la mayoría de las hortalizas y cultivos como frijol y maíz, requieren que la CE del agua de riego se ubique entre 1.0 y 1.8 dS m⁻¹, el cual es el intervalo de CE en que prosperan las especies sensibles a la salinidad.

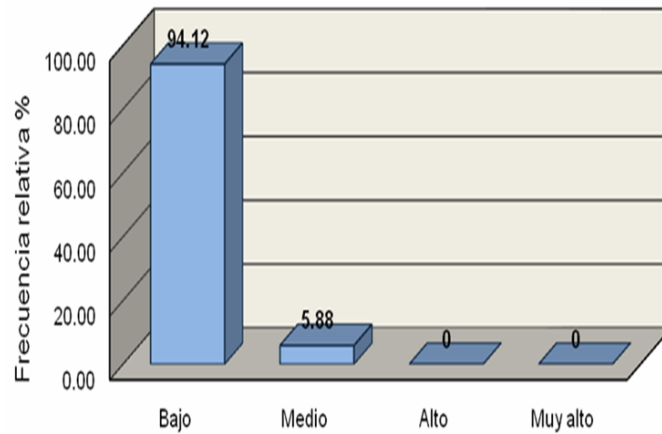


Figura 6. Frecuencia relativa de valores que corresponden a la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) para agua de bombeo de Navidad, N. L.

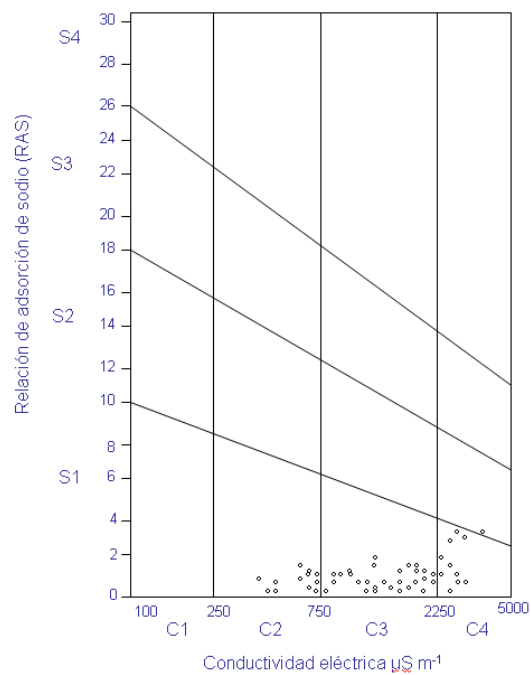


Figura 7. Diagrama de clasificación por salinidad (C1, C2, C3 y C4), así como sodicidad (S1, S2, S3 y S4) donde quedan ubicados los 54 pozos de bombeo para el Valle de Navidad N. L.

4.2.2. Sólidos Disueltos Totales y Potencial de hidrógeno

De acuerdo a su concentración el agua subterránea se clasifica en dulces (<1,000 ppm), ligeramente salobres (1,000-2,000 ppm), salobres (2,000-10,000 ppm) y salinas (>10,000 ppm); los resultados del estudio (Figura 8) muestran que el 41.18 por ciento corresponden para agua clasificada como dulce, el 33.33 por ciento pertenece a agua ligeramente salobre y con el 25.49 por ciento como agua salobre.

Respecto al potencial de hidrógeno (pH), Herendia (1999) menciona que una de las consecuencias de valores altos de pH es la reducción de la asimilación de fosfatos, hierro, zinc, cobre y manganeso. También puede crear problemas de obstrucción en los sistemas de riego localizado (Nakayama, 1982) y por supuesto, reducción en la eficiencia de aplicación del agua y fertilizantes, lo que provoca la pérdida de uniformidad de los frutos y una cosecha deficitaria (Almeida y Gisbert, 2005).

El pH del agua de bombeo varía de 7.9 a 8.48, prácticamente en el rango de valores considerados como normales por Ayers y Westcot (1987). La Figura 6b muestra la frecuencia relativa de este parámetro con el 88.24 por ciento con rango de 8 a 8.5 y con 11.76 por ciento entre rangos de 7 a 8.

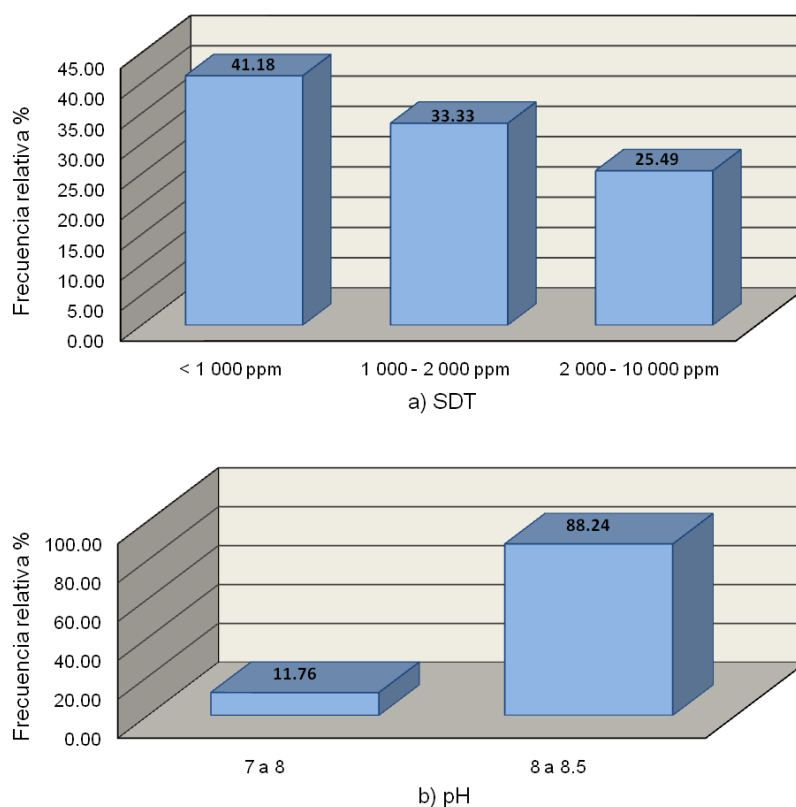


Figura 8. Frecuencia relativa de Sólidos Disueltos Totales y pH en el agua de bombeo del Valle de Navidad N. L.

4.2.3. Salinidad Efectiva, Salinidad Potencial, Carbonato de Sodio Residual y Porcentaje de Sodio Posible

La salinidad efectiva permite tener en consideración el peligro real que representan las sales solubles en el agua subterránea al formar parte de la solución del suelo, al tomar en cuenta la precipitación ulterior de las sales menos solubles, como CaCO_3 , MgCO_3 y CaSO_4 , por lo que dejan de participar en la elevación de la presión osmótica de la solución del suelo (Palomo-Rodríguez y Villalba, 1987). El agua de riego del Valle de Navidad, N. L. al ser

clasificada por este índice arrojó la siguiente información (Figura 9); el 11.76 por ciento de los pozos extraen agua de buena calidad ($< 3 \text{ meq L}^{-1}$), un 80.39 por ciento como condicionada (3 a 15 meq L^{-1}) y el 7.84 por ciento de mala calidad ($> 15 \text{ meq L}^{-1}$), para lo cual en este último caso deben utilizarse cultivos moderadamente tolerantes a salinidad.

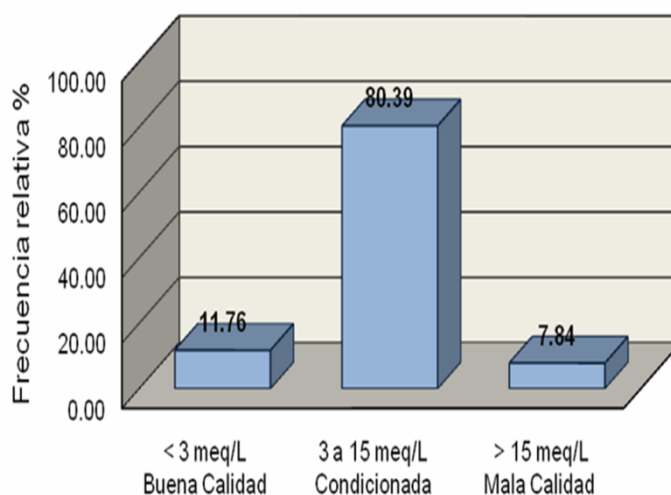


Figura 9. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para el parámetro salinidad efectiva en el Valle de Navidad N. L.

La Salinidad Potencial es uno de los estimadores sobre el efecto de las sales solubles que propician una merma en el desarrollo y producción de cultivos, y considera el aumento de la presión osmótica de las últimas sales que quedan en solución, al abatirse más del 50 por ciento de la humedad disponible (Palomo-Rodríguez y Villalba, 1987). De acuerdo a este índice el agua de bombeo de Navidad, N. L., se clasifica de la siguiente manera: agua de buena

calidad representa el 5.9 por ciento, agua condicionada el 88.2 por ciento y como agua de mala calidad 5.9 por ciento (Figura 10).

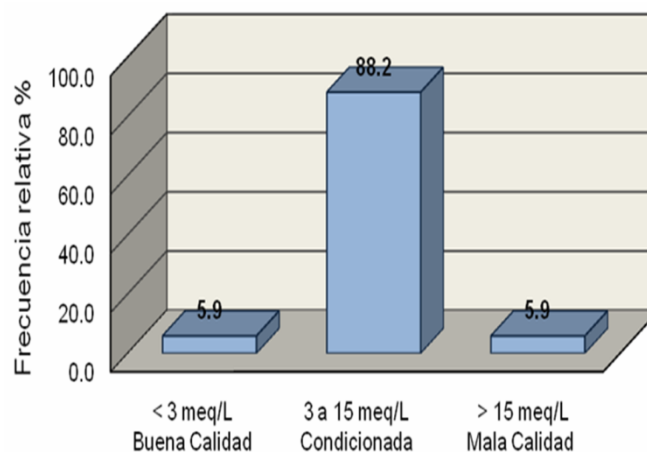


Figura 10. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para salinidad potencial en el Valle de Navidad N. L.

El indicador Carbonato de Sodio Residual (CSR), no presenta riesgo de ocasionar problemas de sodicidad, o permeabilidad al suelo, ya que según Ayers y Westcot (1985), el agua de buena calidad manifiesta valores menores a 3 meq L^{-1} . En la Figura 11 muestra que el agua de bombeo de Navidad, N. L. se clasifica como agua de buena calidad al ubicarse el 100 por ciento de las muestras en el rango $<3 \text{ meq L}^{-1}$.

En el indicador Porcentaje de Sodio Posible (PSP), el agua de bombeo de Navidad, N. L. presenta los valores siguientes; el 94.12 por ciento de las muestras se encuentran por debajo del umbral de 50, y el 5.88 por ciento rebasó el umbral, por lo cual el agua puede volver sódico a un suelo (Figura 12).

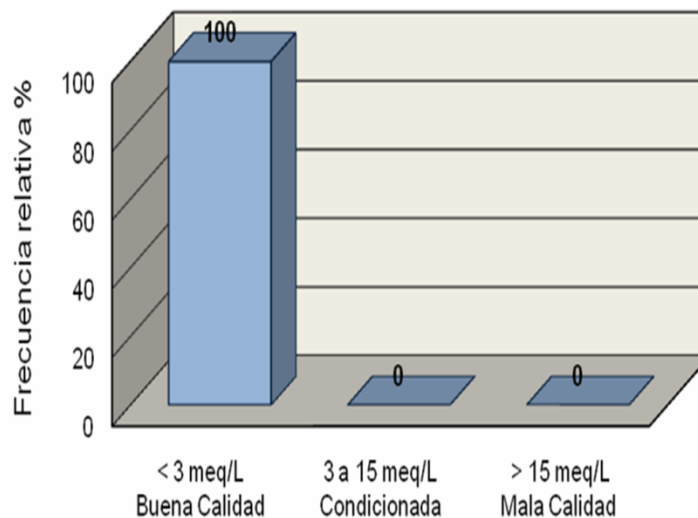


Figura 11. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para carbonato de sodio residual en el Valle de Navidad N. L.

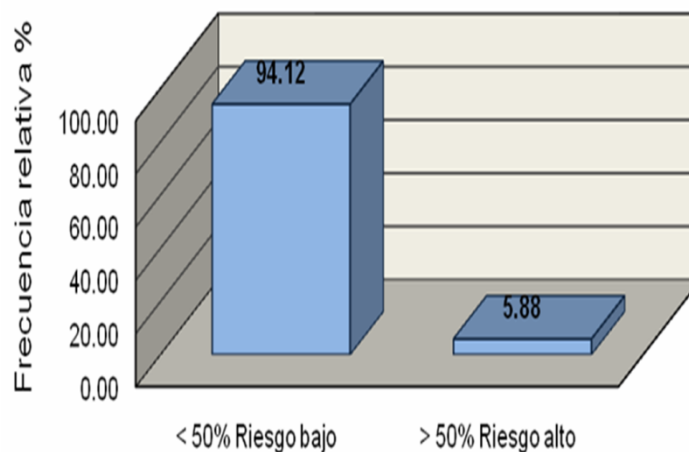


Figura 12. Frecuencia relativa de la clasificación de agua de bombeo para el porcentaje de sodio posible en el Valle de Navidad N. L.

4.2.4. Riesgo de toxicidad por iones específicos

La toxicidad en las plantas 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 se debe tener son los cloruros, sodio y boro, aunque en este estudio solo se determinaron los iones específicos Na^+ y Cl^- .

En el Valle de Navidad N. L., el sistema de riego que predomina es el riego por aspersión en la modalidad de pivote central, de manera que el problema puede presentarse con mayor severidad si el agua presenta elevada concentración de cloruros y sodio, por las condiciones de alta evaporación del agua asperjada sobre las hojas de los cultivos. De esta forma el agua al evaporarse deja los residuos de cloruros y sodio sobre la cubierta vegetal que puede ocasionar un posible efecto de quemadura foliar.

El efecto de toxicidad inicia cuando las plantas adsorben el agua en sus tejidos vegetales en cantidades tales que llegan a producir daños irreversibles en las hojas. Las hojas son el lugar donde sintetizan los compuestos esenciales para la vida vegetal. Al existir un daño en estas estructuras, la síntesis de compuestos orgánicos se ve afectada (Martínez, 1991).

La Figura 13 muestra la frecuencia relativa del ión específico Na^+ , se obtuvo que el 78.4 por ciento de los pozos de bombeo del Valle de Navidad, N. L., presenta agua con riesgo de toxicidad bajo en Na^+ ($<3 \text{ meq L}^{-1}$), lo que indica que no hay restricción para riego por superficie o por aspersión (Ayers y Westcot, 1987), un 19.6 por ciento con un riesgo medio ($3 \text{ a } 9 \text{ meq L}^{-1}$) y el 2 por ciento corresponde a agua con un riesgo de toxicidad alto ($>9 \text{ meq L}^{-1}$).

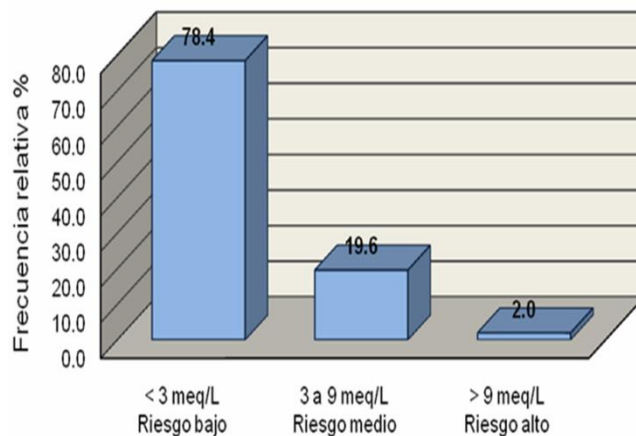


Figura 13. Frecuencias relativas del ión específico Na^+ del agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

Con respecto al ión específico Cl^- (Figura 14), se determinó que el 37.3 por ciento de los pozos extraen agua con riesgo bajo de toxicidad ($<4 \text{ meq L}^{-1}$), 54.9 por ciento con un riesgo medio ($4 \text{ a } 10 \text{ meq L}^{-1}$), por lo cual, poseen severas restricciones para riego por superficie (Ayers y Westcot, 1987), y 7.8 por ciento de las muestras con un riesgo alto de toxicidad ($>10 \text{ meq L}^{-1}$). Los valores obtenidos pueden ser perjudiciales para especies como el aguacate, para algunos cítricos, así como para algunas variedades de vid.

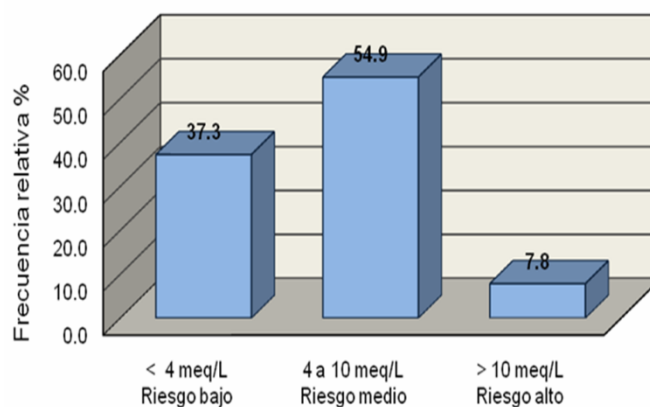


Figura 14. Frecuencias relativas de cloruros como ión específico en agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

4.3. Relaciones funcionales entre los indicadores de la calidad del agua de riego y sales solubles

El Cuadro 6 presenta los análisis de correlación entre los parámetros, CE (dS m^{-1}), RAS, SDT (ppm) y pH, con los iones solubles Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} , CO_3^{-2} , HCO_3^{-} , SO_4^{-2} y Cl^{-} . Se registra una diferencia altamente significativa al 1 por ciento de probabilidad, para las relaciones lineales que corresponden a CE con respecto a SDT, Ca^{+2} , $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ y SO_4^{-2} ; en tanto RAS se asocia estrechamente y en forma altamente significativa con Na^{+} , y es estadísticamente significativa para Cl^{-} . Por otro lado SDT se encuentra estrechamente asociada con Ca^{+2} , $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ y SO_4^{-2} , con coeficientes de determinación que son altamente significativos.

Los valores de pH no mantienen ninguna relación funcional que sea estadísticamente significativa con salinidad, sodicidad ni con iones solubles; la baja concentración de sodio, ocasiona bajos valores de RAS y en consecuencia pH no se asocia a valores de pH altos. La tendencia más marcada de R^2 corresponde al asociar pH con CO_3^{-2} , ya que el pH se encuentra en equilibrio con la calcita y la alcalinidad de los carbonatos, aunque la relación encontrada no es estadísticamente significativa.

Altos contenidos de carbonatos (CO_3^{-}) y bicarbonatos (HCO_3^{-}) aumentan el índice de RAS, sin embargo los valores de RAS son bajos y predomina una frecuencia relativa mayor al 90 por ciento para clasificaciones S1.

Los iones de carbonato y bicarbonato se combinan con calcio y magnesio precipitando en forma de carbonato cálcico (CaCO_3^{-}) o carbonato

magnésico (MgCO_3^-) cuando la solución del suelo se concentra bajo condiciones secas.

El cuadro 7 expresa los coeficientes de determinación de mayor importancia corresponden para CE-SDT ($R^2 = 0.9551$), Ca^{+2} ($R^2 = 0.7370$), $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ ($R^2 = 0.9062$), SO_4^{-2} ($R^2 = 0.8514$), SP ($R^2 = 0.9228$) y CSR ($R^2 = 0.8895$), y existe una relación funcional significativa al 5 por ciento con Na^+ ($R^2 = 0.3128$).

El RAS, por su parte, presenta una importante relación funcional al 1 por ciento de significancia con Na^+ ($R^2 = 0.9485$), SE ($R^2 = 0.4630$) y PSP ($R^2 = 0.5687$), con el Cl^- tiene relación al 5 por ciento de significancia ($R^2 = 0.3443$); el Na^+ se asocia con una significancia al 5 por ciento con el Cl^- ($R^2 = 0.3543$); todas estas relaciones son indicadores del efecto de la sodicidad en el agua de riego.

Los SDT tienen el mismo sentido que la CE, ya que ésta última está controlada por la primera, por lo tanto, presenta relaciones funcionales altamente significativas al 1 por ciento de probabilidad con CE ($R^2 = 0.9551$), Ca^{+2} ($R^2 = 0.7619$), $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ ($R^2 = 0.8871$), SO_4^{-2} ($R^2 = 0.8865$), SP ($R^2 = 0.8354$) y CSR ($R^2 = 0.8803$). El Ca^{+2} tiene coeficientes de determinación altamente significativos al 1 por ciento de probabilidad con $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ ($R^2 = 0.8815$) y SO_4^{-2} ($R^2 = 0.8057$), mientras que el $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ y SO_4^{-2} se asocian significativamente al 1 por ciento de probabilidad ($R^2 = 0.8813$). Estas relaciones muy significativas y sus iones solubles provienen del contacto o la interacción entre el agua subterránea y la geología del Valle de Navidad, N. L.

Cuadro 7. Cuadro de doble entrada de los coeficientes de determinación (r^2) y que asocian la relación funcional que existe entre CE, RAS, SDT y pH con los indicadores Salinidad Efectiva, Salinidad Potencial, Carbonato de Sodio Residual y Porcentaje de Sodio Posible para agua de bombeo de Navidad N. L.

	CE (dS m ⁻¹)	RAS	SDT (ppm)	pH	SE	SP	CSR	PSP
CE (dS m ⁻¹)	---	0.1631 ns	0.9551 **	0.0780 ns	0.1343 ns	0.9228 **	0.8895 **	0.1494 ns
RAS		---	0.1294 Ns	0.0200 ns	0.4630 **	0.2672 ns	0.0102 ns	0.5687 **
SDT (ppm)			---	0.0769 ns	0.0975 ns	0.8354 **	0.8803 **	0.1401 ns
pH				---	0.0331 ns	0.0788 ns	0.0779 ns	0.0058 ns
SE					---	0.2246 ns	0.0260 ns	0.0005 ns
SP						---	0.2494 ns	0.0046 ns
CSR							---	0.0654 ns
PSP								---

4.4. Hidrogeoquímica del Valle de Navidad, N. L.

4.4.1 Diagrama de Piper

Mediante el diagrama de Piper y con el apoyo del programa Easy-Quim4, se determinaron las familias de agua que predominan en el área de estudio de acuerdo al contenido iónico. Una característica de este diagrama es que se

pueden representar a un mismo tiempo varias muestras, lo que facilita la interpretación de sus calidades químicas de acuerdo a los iones predominantes.

En la Figura 15 están graficadas en el diagrama de Piper las primeras 17 muestras de agua de los pozos de bombeo del Valle de Navidad, N. L.; la mayoría de las muestras están ubicadas dentro de la familia o facies sulfatadas y/o cloruradas cálcico-magnésicas, estos pozos extraen agua subterránea con buena concentración de sulfato de calcio proveniente de la disolución de yesos, excepto la muestra A6 que corresponde a facies bicarbonatadas cálcico-magnésicas, debido a que el pozo de bombeo extrae agua que tiene contacto con materiales de naturaleza calcáreo-dolomítica.

El segundo diagrama de Piper (Figura 16), prácticamente todas las muestras de agua corresponden a facies Sulfatadas y/o cloruradas cálcico-magnésicas. En la Figura 17 la mayoría de las muestras de agua se clasifican como facies Sulfatadas y/o cloruradas cálcico-magnésicas, como se mencionó anteriormente, esta agua están en interacción con materiales yesíferos, lo que hace característico a esta agua de tener altas concentraciones de SO_4^{-2} y Ca^{+2} . La muestra A47 se ubica en el diagrama de Piper en la zona clasificada como facies Bicarbonatadas cálcico-magnésicas; esta agua tiene contacto con rocas calizas-dolomíticas.

En todos los diagramas se observa la evolución es esta agua que va de una zona menos mineralizada a una muy mineralizada producto del aporte de sales provenientes de la disolución de yesos en la zona de estudio.

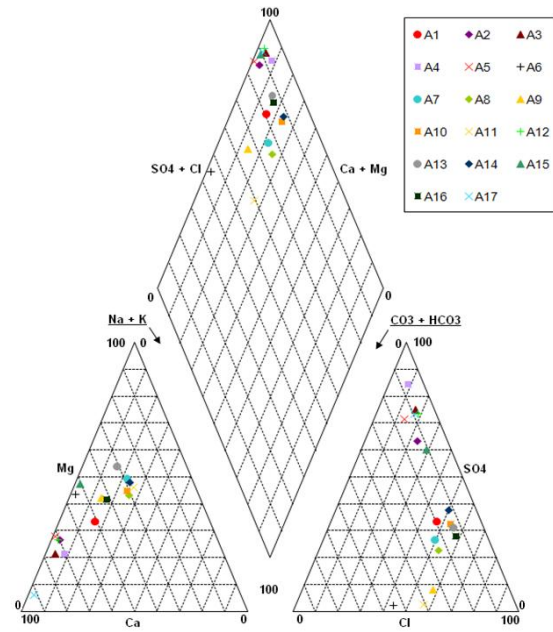


Figura 15. Diagrama de Piper que resume el carácter químico de las muestras de agua (A1 – A17) de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

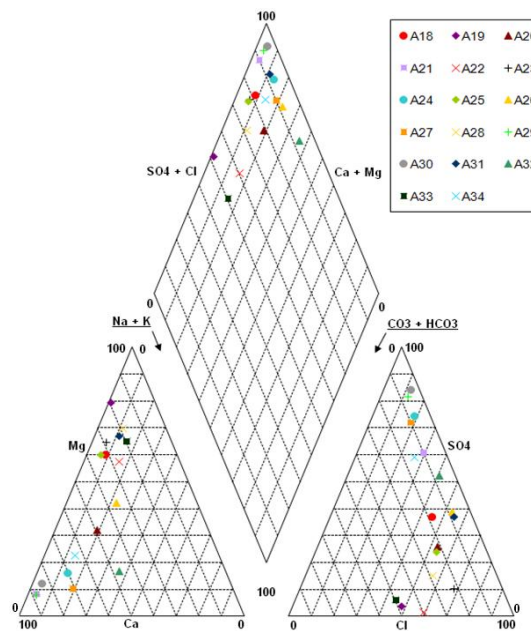


Figura 16. Diagrama de Piper que resume el carácter químico de las muestras de agua (A18 – A34) de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

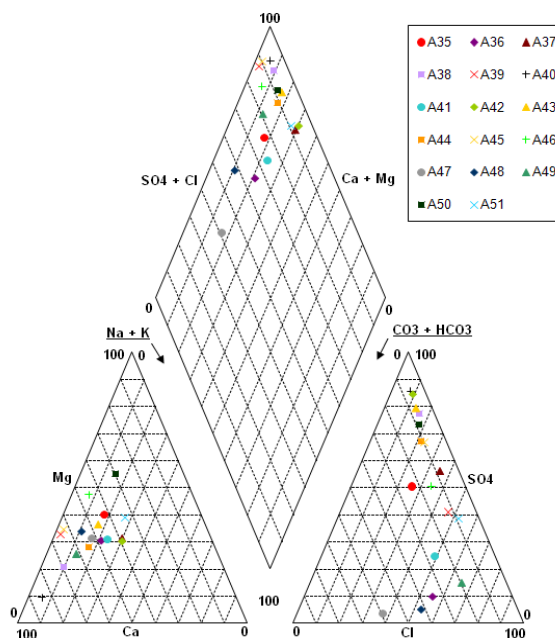


Figura 17. Diagrama de Piper que resume el carácter químico de las muestras de agua (A35 – A51) de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

4.4.2 Diagrama de Schoeller-Berkaloff

Las muestras de agua han sido analizadas, interpretadas y graficadas en el diagrama de Schoeller-Berkaloff con el apoyo del programa Easy-Quim4, el cual ilustra los contenidos de los iones mayoritarios (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} y Cl^-) constituyentes del agua subterránea.

En los diagramas de Schoeller (Figuras 18, 19 y 20), se aprecia la dominancia de SO_4^{-2} como anión y Ca^{+2} como catión ($\text{SO}_4^{-2} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$; $\text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{Na}^+$), lo que hace característico al agua de bombeo de pertenecer a la familia sulfatada y/o clorurada cálcico-magnésica debido a que estos pozos se ubican en afloramientos de materiales yesíferos, excepto dos muestras de agua

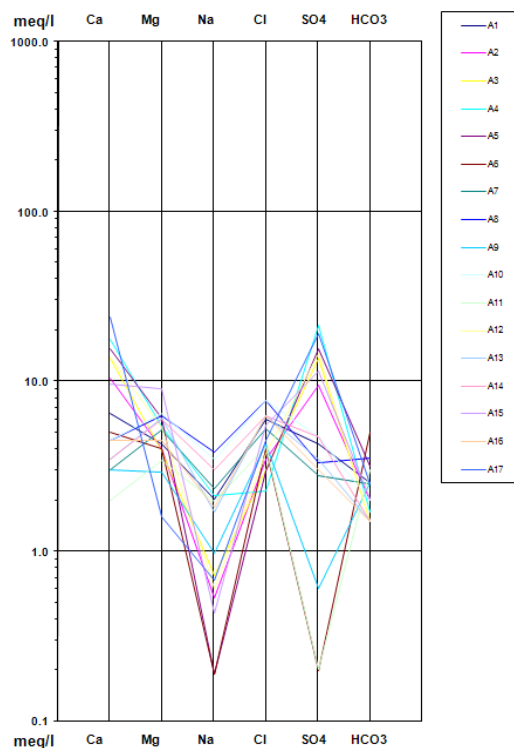


Figura 18. Representación de los resultados de análisis fisicoquímicos y facies hidroquímicas en el diagrama de Schoeller-Berkaloff (A1-A17) para el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

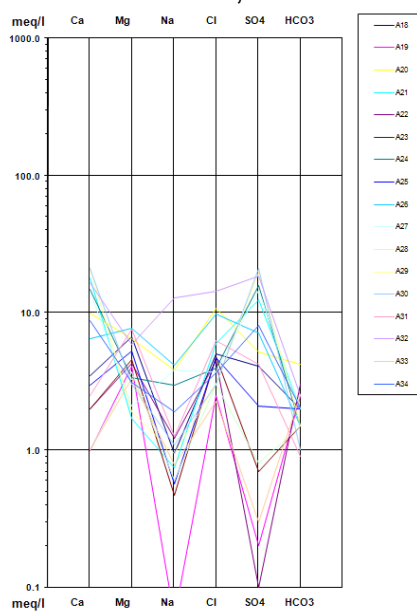


Figura 19. Representación de los resultados de análisis fisicoquímicos y facies hidroquímicas en el diagrama de Schoeller-Berkaloff (A18-A34) para el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

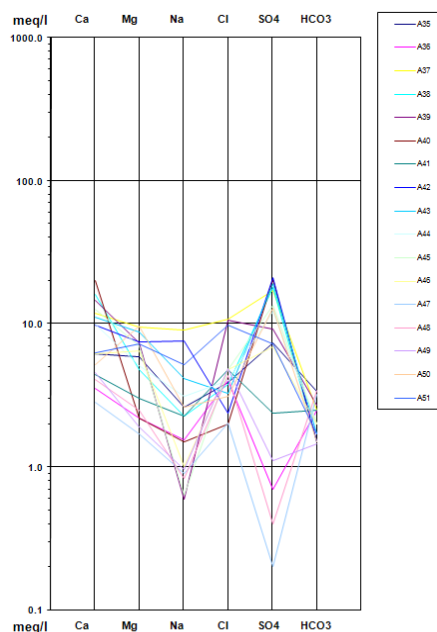


Figura 20. Representación de los resultados de análisis fisicoquímicos y facies hidroquímicas en el diagrama de Schoeller-Berkaloff (A35-A51) para el agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

(A6 y A47) que resultaron pertenecer a la familia bicarbonatada cálcico-magnésica, cuyos iones dominantes son HCO_3^- y Ca^{+2} , estas aguas están en contacto con materiales calcáreos-dolomíticos.

4.4.3 Radicales hidrogeoquímicos

Los radicales hidrogeoquímicos son de suma importancia puesto que permiten comprender las reacciones fisicoquímicas, que de cierto modo, afectan al agua subterránea en su recorrido desde la zona de recarga hacia la zona de descarga, y que tiene directa relación con los materiales a través de los cuales circula el agua y/o fenómenos modificadores que alteren su composición. La buena interpretación de estas relaciones iónicas puede ser útil en el conocimiento de la dirección del flujo subterráneo, y como se ha

mencionado anteriormente, muestran los cambios químicos de la calidad del agua en esa dirección.

El conjunto de reacciones que se presentan en el agua de bombeo, está fuertemente influenciada por las características litológicas e hidrogeológicas del Valle de Navidad, N. L., ya que condicionan el comportamiento que presenta el agua subterránea al estar en contacto con el medio rocoso. Las relaciones iónicas usadas para la presente tesis se describen a continuación y son expresadas en meq L⁻¹.

Radicales rMg/rCa:

De acuerdo con Custodio y Llamas (1983), de las 51 muestras de agua de los pozos de bombeo, el 58.8 por ciento de las muestras de agua están comprendidas dentro del rango del agua continental (0.3 a 1.5). En la interacción agua-roca se presentan las siguientes reacciones que modifican o que de alguna forma alteran la química del agua de acuerdo a esta relación iónica:

El 7.84 por ciento de las muestras, prueban que el agua de bombeo circulan por terrenos dolomíticos, con valores de 0.95 a 1. Este índice cercano a 1 indica un aporte importante de Mg por circulación importante por terrenos calcáreos-dolomíticos.

Los valores ligeramente superiores a 1, representan el 9.8 por ciento de las muestras de agua, cuyos valores indican un enriquecimiento de Mg en el agua subterránea tras pasar por silicatos magnésicos (basalto o grabo). Otros fenómenos que existen en esta agua de bombeo son la precipitación de

CaCO₃ con valores de la relación superiores a 1.5, que corresponden al 13.7 por ciento de las muestras, y la reducción notable de sulfatos en un 11.76 por ciento de las muestras de agua.

El aporte de sales o la disolución de CaCO₃, representa el 15.7 por ciento de las muestras de agua, con valores de esta relación menores a 0.30; el resto de las muestras (41.2 por ciento), solo presenta en sus valores una dominancia del Ca⁺² sobre Mg⁺². Una de las utilidades que se le da a esta relación es como un indicador de la existencia de calizas y dolomitas; los valores bajos de esta relación indican la presencia de calizas, aumentando para las dolomitas.

Radicales rCl/HCO₃:

Esta relación iónica según Custodio y Llamas (1983) para agua continental valores de 0.1 a 5. El 90.2 por ciento de las muestras de agua de bombeo se encuentran en este rango; el 9.8 por ciento de las muestras presenta valores de 5 a 12.5 de esta relación. La información que arrojan estos valores es la existencia de una precipitación de CaCO₃ y un continuo aumento en la concentración de Cl⁻, que puede ser por rocas evaporitas y/o agua de lluvia.

Radicales rNa/rCl:

El interés de esta relación está asociado a procesos de intercambio iónico, ya que el Cl⁻ no se ve afectado por los procesos de retención del terreno, mientras que el catión Na⁺ se puede intercambiar con los átomos de

Ca^{+2} presentes en los minerales de alteración como carbonatos y arcillas; el 90.2 por ciento del agua de bombeo tienen valores por debajo de 0.85, significa que el aporte de Cl^- es dominante y el ligero defecto de Na^+ puede indicar un cambio de base con el medio rocoso.

Valores ligeramente superiores al agua de mar (0.86) propuesto por Custodio y Llamas (1983), representan el 3.9 por ciento de las muestras de agua de bombeo. Se descarta que exista intrusión marina puesto que CNA (2008) realizó estudios en el Valle de Navidad que corresponde al acuífero Navidad-Potosí-Raíces solo presenta fenómenos de salinización de suelo y agua subterránea salobres; los valores superiores a 1, se encuentran en un 5.9 por ciento de las muestras, por lo que indica un predominio del catión Na^+ sobre el anión Cl^- . También puede verse alterada con la meteorización de silicatos plagioclásicos que pueden liberar Na^+ en el agua subterránea. Un valor arriba de 2 de este índice puede provenir de abonos agrícolas. Un incremento relativo de Na^+ en profundidad, puede ocasionar un intercambio iónico puesto que el agua dulce cede Ca^{+2} al terreno a cambio de sodio, en un proceso de ablandamiento de agua (Manzano y Custodio, 1987).

Este índice es sumamente importante para caracterizar procesos de intercambio iónico, ya que se puede afectar al sodio y sabemos que el cloruro es estable geoquímicamente, aunque se recomienda constatar las pérdidas y ganancias de iones como el calcio (Castillo y Morell, 1988).

Radicales rSO_4/rCl :

El 19.6 por ciento de las muestras de agua tienen valores cercanos a las propuestas por Custodio y Llamas (1983), para el agua de mar (0.11). Al descartar totalmente la intrusión marina, se puede señalar la existencia de una reducción de sulfatos en presencia de materia orgánica; los valores de las muestras de agua que se encuentran en el intervalo propuesto por Custodio y Llamas (1983) entre 0.2 y 0.4 para aguas continentales, representan el 3.9 por ciento.

Valores de esta relación entre 0.4 y 1, están dados en un 29.4 por ciento de las muestras, estos valores indican un dominio del Cl^- , aunque este valor cada vez se acerque a 1 por un ligero incremento en la concentración de SO_4^{-2} ; el 49 por ciento de las muestras de agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L., presentan valores entre 1.29 y 10.15, manifiestan un predominio del ión SO_4^{-2} respecto al Cl^- debido a la disolución de yesos. Los niveles yesíferos presentes son los responsables del carácter sulfatado de esta agua del Valle de Navidad, N. L.

4.4.4 Estadística descriptiva de los radicales asociados a indicadores de calidad del agua de bombeo

En el Cuadro 8 se observa la estadística aplicada para las relaciones iónicas que se calcularon para este trabajo de tesis. La relación rMg/rCa presentó valores desde 0.07 como mínimo y 4.10 como máximo, mientras que rCl/HCO_3 tuvo valores de 0.63 a 12.50. La relación rNa/rCl presentó un valor mínimo de 0.02 y máximo de 3.20, por su parte, rSO_4/rCl tuvo 0.02 como mínimo y 12.50 como máximo.

Cuadro 8. Estadística descriptiva de los radicales hidrogeoquímicos del agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

Radicales iónicos	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
rMg/rCa	0.07	4.10	1.05	0.94
rCl/rHCO ₃	0.63	12.50	2.91	1.94
rNa/rCl	0.02	3.20	0.45	0.49
rSO ₄ /rCl	0.02	10.15	2.25	2.64

Cuadro 9. Coeficientes de determinación (r^2) que asocian la relación funcional que existe entre CE (dS m⁻¹), RAS, SDT (ppm), SE, SP, CSR Y PSP con las relaciones iónicas rMg/rCa, rCl/rHCO₃, rSO₄/rCl y rNa/rCl para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

Relación Iónica	CE (dS m ⁻¹)	RAS	SDT (ppm)	SE	SP	CSR	PSP
rMg/rCa	0.3659 *	0.0072 ns	0.3499 *	0.0026 ns	0.2781 ns	0.3736 **	0.1139 ns
rCl/rHCO ₃	0.0102 ns	0.0726 ns	0.0029 ns	0.0967 ns	0.0864 ns	0.0038 ns	0.0012 ns
rNa/rCl	0.166 ns	0.3956 **	0.1827 ns	0.184 ns	0.1164 ns	0.0635 ns	0.3493 *
rSO ₄ /rCl	0.4525 **	0.0008 ns	0.5402 **	0.0002 ns	0.2318 ns	0.5853 **	0.0298 ns

CE= conductividad eléctrica. RAS= relación de adsorción de sodio. SDT= sólidos disueltos totales. SE= salinidad efectiva. SP= salinidad potencial. CSR= carbonato de sodio residual. PSP= porcentaje de sodio posible. **= 1% de significancia. *= 5% de significancia. ns= no significativo

La relación funcional de las variables CE (dS m⁻¹), RAS, SDT (ppm), SE, SP, CSR y PSP respecto a los radicales iónicos rMg/rCa, rCl/rHCO₃, rSO₄/rCl y rNa/rCl, son señalados en el Cuadro 9. Existe una relación significativa al 1 por ciento de probabilidad entre la relación rMg/rCa y el parámetro CSR ($R^2 = 0.3736$), esta relación iónica a su vez, se relaciona al 5 por ciento de

significancia con CE (dS m^{-1}) ($R^2 = 3659$) y con SDT (ppm) ($R^2 = 0.3499$). La relación $r\text{Cl}/r\text{HCO}_3$ no presentó valores significativos con ningún parámetro. En la relación $r\text{Na}/r\text{Cl}$ se observa que tiene relación funcional al 1 por ciento de significancia con RAS ($R^2 = 0.3958$), y con 5 por ciento de probabilidad con el indicador PSP ($R^2 = 0.3493$). En la relación iónica $r\text{SO}_4/r\text{Cl}$ se observaron valores con significancia al 1 por ciento con los parámetros CE (dS m^{-1}) ($R^2 = 0.4525$), SDT (ppm) ($R^2 = 0.5402$) y CSR ($R^2 = 0.5853$).

V. CONCLUSIONES

1. El agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L. presenta limitaciones para el riego de especies sensibles a salinidad.
2. La clasificación de la mayor proporción de muestras de agua fue C3S1.
3. Los valores de RAS, obtenidos no indican problema de acumulación de Na^+ .
4. La Salinidad Efectiva, Potencial y Porcentaje de Sodio posibles del agua muestran una clasificación condicionada para uso agrícola.
5. Los valores de Carbonato de Sodio Residual encontrados, indican agua de buena calidad.
6. La concentración de cloruros determinados en el agua la clasifican como agua sin problema.
7. El Na^+ como ión específico presenta riesgo bajo de fito-toxicidad.
8. En el Valle de Navidad, N. L., aflora una secuencia de yesos y calizas dolomíticas, responsables del aporte de sales solubles al agua de bombeo.
9. La relación $r\text{Mg}/r\text{Ca}$ baja, contenido alto de Sólidos Disueltos Totales y valores altos de la Conductividad Eléctrica, se asocian a pozos ubicados en la planicie o la zona de descarga.
10. La relación $r\text{Mg}/r\text{Ca}$ con valor alto y valores de SDT y CE bajos, indican la zona de recarga.

VI. BIBLIOGRAFÍA

APHA-AWWA-WEF. 2001. Standard methods for the examination of the water and wastewater. Supplement to the 20th Edition.

Aceves, N. L. A. 1985. Salinity problem in food production of the mexican irrigation districts. From wáter policy in world food supplies: Proceeding of the conference. Texas A & M University. 129-133.

Aguilar, S. A., Etchevers D. B. J., y Castellanos R. J. Z. 1987. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. SMCS.México.

Allison, L. E., J. Brown W., H. Hayward E., L. Richards A. 1985. Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos. En: Richard L. A: (ed). Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Limusa, México. p 172.

Almeida, A. O. y Gisbert M. J., 2005. Variación en la calidad del agua de riego en un huerto de cítricos. Depto. de Producción Vegetal, Universidad Politécnica Valencia, España. p. 68.

Amato, S. D., y Silva-Busso, A. 2006. Relaciones estratigráficas e hidroquímicas de los acuíferos Pampeano y Puelches en el noreste de la provincia de Buenos Aires. Revista del Museo de Ciencias Naturales 8(1):9-26, Bueno Aires, Argentina.

Antipov-Karataev, I. N. 1967. Reclamation of solonetz in the URSS. Israel program for scientific translations. Jerusalem Israel.

Ayers, S. R. 1977. Quality of water for Irrigation. J. Irrigation and Drainage division. ASCE 103 (IR2) 135-154).

Ayers, R. S and D. W. Westcot. 1985. Water quality for agriculture. FAO, Irrigation and drainage, Paper N° 29 rev. 1, Roma.

Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Folleto FAO Riego y Drenaje No. 29. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma.

Babcock, K. L. 1960. Evidence for sodium fixation in salt affected soils. Soil Science Society of America Proceedings. 24(2): 85-86.

Bayuelo-Jiménez, J. S., R. Craig and J. P. Lynch. 2002. Salinity tolerance of *Phaseolus* species during germination and early seedling growth. Crop Sci. 42: 1584-1594.

Bernstein, 1960. Salt tolerance of fields crops. US. Department of Agriculture. AgricultureInformationBulletin no. 217.

Blair, E., 1957. Manual de riegos y avenamientos. Lima, Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, Zona Andina. 364 p.

Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. Akin and M. G. Keyes. 1965. An index of the tendency of CaCO₃ to precipitate from irrigation waters. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 29(1): 91-92.

Bower, C. A. and L. V. Wilcox. 1965. Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigation operations. SoilSci. Soc. Am. Proc. 29: 93-94.

Bohn, H., Mcneal, B., y O'connor, G. 1993. Química del Suelo. Universidad Arizona, Florida, Nuevo México.

Bratos, J. Sicilia G, Remasal A. 1986. Análisis de suelos. Curso para el SPYDA de Burgos. Unión Explosivos Río Tinto S.A.

Cabrera, M. C., Delgado M., F., Muñoz Sanz, J., Pérez, F. J. y Moneda, E. 2000. Caracterización de las familias hidrogeoquímicas en el acuífero de La Aldea (Gran Canaria). Geotemas, 1(2). Pp. 47-50.

Cabrera, S. A., Pacheco A. J., Cuevas S. E., Ramírez J., Comas M. y Cámara A. 2002. Hidrogeoquímica del Agua que Subyace a la JAPAY en Mérida Yucatán, México. Ingeniería 6(3):29-40.

Carter, M. R. 2002. Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agron. J. 94: 38-47.

Carter, D. L. 1975. Problems of salinity in agriculture. En: A. Poljakoff-Mayber y J. Gale (eds.). Plants in salineenvironments. Springer. Berlin. pp. 25- 76.

Carruthers, I. 1985. Como cuidar la inversión en riego, el factor drenaje. Rev. Ceres FAO. 106. 18 (4), 15-21.

Castellanos, J. Z., J. X. Uvalle B. y A. Aguilar S. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. INTAGRI. Segunda edición. San Miguel Allende Guanajuato, México.

Castillo, P. E. y Morell E. I. 1988. La hidrogeoquímica en los estudios de la intrusión marina en los acuíferos españoles. TIAC. Granada, España. 45 p.

Cervantes, R. M. 1983. La lixiviación de sales en suelos salinos y salinos-sódicos del Valle de Mexicali, durante un proceso de lavado. Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.

Chhabra, R. 1996. Soil salinity and water quality. A. Balkema Publishers. Brookfield, USA. 284 p.

CNA. Comisión Nacional del Agua. 2010. Estadísticas del Agua en México.

CNA. Comisión Nacional del Agua. 1995. Características generales del Distrito de Riego 037 Altar-Pitiquito-Caborca. Gerencia Estatal en Sonora, México.

Conacher, A. J. 1990. Salt of the earth. Secondary soil salinization in the Austration wheat bilt. Environment. 32 (6). 9-42.

Custodio, E. y M. Llamas. 1983. Hidrología subterránea. Tomo 1. 2da. Edición. Omega. Barcelona, España. pp: 1038-1063.

Colmenares, M. J. 1972. Efecto de la salinización del suelo sobre el crecimiento y producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.). Tesis de grado. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la ODEA. Turrialba, Costa Rica.

Davis, S. N., y De Wiest R. J. 1971. Hidrogeología. Editorial Ariel, Barcelona España.

De Pascale, S. and G. Barbieri. 1995. Effects of soil salinity from long-term irrigation with saline-sodic water on yield and quality of winter vegetable crops. Sci. Hortic. 64: 145-157.

De la Peña, I. 1996. Clasificación y control de la calidad de las aguas para riego. Distrito de Riego No. 41. Río Yaqui, Sonora (mecanografiado).

Del Arenal, R. 1962. El uso del diagrama semilogarítmico para la representación gráfica de los análisis de agua. Univ. Nal. Autón. México. Inst. Geofísica, Anales, v. 8, p. 81-95.

FAO-UNESCO. 1973. Irrigation, drainage and salinity: an international source book. UNESCO library 626.8 IRR, Roma.

FAO-UNESCO.1988. Soil map of the world. World Soil Resources Report 60. Rome, Italy. 119 p.

Fernández, G. R. 1990. Algunas experiencias y proposiciones sobre recuperación de suelos con problemas de sales en México. Terra 8: 226-240.

Fine, L. O., E. J. Williamson, F. Wiersma, and C. R. Umback. 1959. A study of the sodium adsorption ratio and residual sodium carbonate concepts of irrigation waters as they affect exchangeable sodium of soils under semiarid conditions. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 23: 263-266.

Fireman, M., and H. E. Hayward. 1955. Irrigation water and saline and alkali soils. Yearbook of Agriculture "Water", pp. 321-327.

Flores, D. A., Gálvez, V. V., Hernández, L. O., Aguirre, L. G., Obregón, S. A., Orellana, G. R., Otero, G. L., y Valdés, P. M. 1993. Salinidad: Un nuevo concepto. Ed. Universidad de Colima. 137 pp.

Forsythe, W. M. 1972. Manual de laboratorio de física de suelos. Turrialba, Costa Rica, Instituto Interamericano de Ciencia Agrícolas. 217 p.

García, A. 2003. Curso de Salinidad de Suelos disponible en: <http://www.gratisweb.com/ocaclevante/calidadagua.pdf>

García, E., 1981. Modificaciones al Sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. 3ra ed. UNAM. México.

García-Soto, M. M. J. 1998. Salinidad y drenaje. *En*: Logros de la investigación agropecuaria en el área de influencia del Campo Experimental Valle de Juárez-INIFAP. Publicación especial No. 7. Praxedis, G. Gro. Chihuahua, México.

George, L. V. 1967. Accumulation of sodium and calcium by seedlings of some cereal crops under saline conditions. *Agronomy Journal* 59(4): 297-299.

Glover, C. R. 1993. Irrigation water classification systems. Cooperative Extension Service. New Mexico State University. Guide A-116. Las Cruces, NM, USA.

Gouia, H., M.H. Ghorbal, and C.B. Touraine. 1994. Effects of NaCl on Flows of and Mineral Ions and NO₃- Reductasa Rate Within Whole Plants of Saltsensitive Bean and Tolerant Cotton. *Plant Physiol.* 105:1409-1418.

Gupta, R. K., and I. P. Abrol. 1990. Salt Affected Soils: Their Reclamation and Management for crop Production. *Advances of SoilScience.* V.11, p.223-228.

Ham, G. V. 1976. Mal empleo en el uso del agua. *Proceeding Rev.*, 66. 32-35.

Hanson, B. 1993. Agricultural Salinity and Drainage. University of California Irrigations Programs, University of California. 141 p.

Harker, D. B. and Milkalsen, D. E. 1990. Leaching of a highly saline-sodic soil in Southern Alberta: A laboratory study. *Can. J. Soil Sci.* 70. 509-514.

Hendry, M. J., and Buckland, G. D. 1990. Causes of soil salinization: I. A basin in southern Alberta, Canada. *GrounWater.* 28 (3). 385-393.

Herendia, E., 1999. La salinidad en los árboles frutales. Nueva propuesta de clasificación de suelos y aguas en función de la salinidad. Castelldefels – Barcelona: Fruticultura Profesional, (107):19-30

Ibañez, C., S. Palomeque y F. Fortúrbel. 2004. Elementos principales del suelo, geodinámica de los principales componentes del suelo. Ed. Publicaciones Integrales. La Paz. ISBN 99905-0-450-4.

Kovda, V. A. 1980. Land aridization and drought control. Westview Press (Boulder, Colorado). 277 p. USA.

Kovda, V. A. 1980 b. Problem of combating salinization of irrigated soils selectec lectures United National Environment Programme (UNEP). Commission of the SSR fro NNEP. Centes for International Proyects. Course on Reclamacion of saline Irrigation Lands. MOSCU. URSS.

Kovda, V. A. 1937. Los suelos salinos y los suelos solonetzes. Editorial Academia de Ciencias de la URSS, Moscú.

Kovda, V. A. 1947. El origen y régimen de los suelos salinos. Editorial Academia de Ciencias de la URSS, Moscú.

Kovda, V. A. and I. Szabolcs. 1979. Soil salinization and alkalization processes. modelling of soil salinization and alkalization. AgrokemiaEstalajtan. Budapest, Hungary. 28, p. 11-32.

Laboratorio de salinidad de EUA. 1982. Diagnostico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos. Ed. Limusa S. A. México, D.F.

Lavado, R. S. 1976. Salinización y alcalinización de suelos pampeanos bajo riego complementario. Buenos Aires. INTA. Revista de Investigaciones Agropecuarias. Serie Clima y Suelo, 13(2)41-57.

Lax, A., Diaz, E., Castillo, V. and Albaladejo, J. 1994. Reclamation of physical and chemical properties of a salinized soil by Organic Amendment. Arids Soil Research and Rehabilitation. 8. 9-17.

Lesser, I., J. M. 1987. Geohidrología. Departamento de Irrigación, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México.

Llerena-Villalpando, F. A. 1998. Manual de diseño e instalación de drenaje parcelario en zonas áridas y semiáridas bajo riego. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua-Universidad Autónoma Chapingo-Colegio de Postgraduados-Comisión Nacional del Agua. Jiutepec, Morelos, México.

Manzano, H. y Custodio, E. 1987. Ministerio de agua intersticial en acuitardos: Aplicación al Delta del Llobregat. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. TomoXI, pp. 883-895. Palma de Mallorca.

Marroquín, S. J., Borja L. G., Velásquez C. R., y De la Cruz C. J. 1981. Estudio ecológico desonómico de las zonas áridas del norte de México. Publicación especial No. 2. INIFAP, México. 27 p.

Martínez, L., 1991. Salinización de suelos en Copiapó (I): Creciente Incorporación de sales amenaza la Productividad del Suelo Agrícola. Ambiente y desarrollo. 55 p.

Massey, D. N. y Windsor, G. W. 1968. Soil salinity studies. II. The relation of plant growth to salinity in soils and soil mixtures of different physical properties. *Jornal of the Science of Food and Agriculture* 19(6): 332-338.

Matsumoto, S., Zhao, Q., Yang, J., Zhu S., and Li, L. 1994. Salinization and its enviromental hazard on sustainable agriculture in East Asia and its Nerghboirng Regions. In: 15th World Congress of Soil Science 3^a, Acapulco, Mexico. 235-255.

McIntyre, D. 1979. Exchangeable sodium, soil plasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. *Aust. J. Soil Res.* 17:115-120.

McKenzie, B. D., and Y. A. Leshen. 1994. Stress And Stress Coping In Cultivated Plants. 256 p. Kluwer Academic Publisher, London, UK.

McNeal, B. L., D. A. Layfield, W. A. Norvell, and J. D. Rhoades. 1968. Factors influencing hydraulic conductivity of soils in presence of mixed-salt solutions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32: 187-193.

Misra, S.G. 1961. Effect of leaching soils with divalent cations. *SoilScience and PlantNutrition (Japan)* 7:87-89.

Mujeriego, R. 1990. Riego con agua residual municipal regenerada. Manual práctico. Editorial UPC, Barcelona.

Nakayama, F. S. 1982. Water analysis and treatment techniques to control emitter plugging. *In: Process Irrigation Association Conference*, Portland Oregon, USA.

Orantes, M. J. 2009. Caracterización del agua de bombeo utilizada para agricultura en el Valle de Navidad Nuevo León. Tesis UAAAN UL. Torreón, Coahuila, 57 p.

Orihuela, D. L. 2002. La calidad del Agua en la Agricultura. Ed. EssanGrafic, S.L. Punta Umbria. 295 pp.

Ortiz, O. M. 1997. La calidad de las aguas de riego. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.

Ortiz, O., M. 1993. Distribución extensión de los suelos afectados por sales en México y en el mundo. Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos, Chapingo, México.

Oster, J. D. 1994. Irrigation with poor quality water. *Agric. WaterManage.* 25: 271-297.

Palacios, V. O. y N. E. Aceves. 1970. Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.

Palomo-Rodríguez, M. 2010. Diagnóstico integral de la contaminación por arsénico en la cadena alimenticia caprina de la Comarca Lagunera. Informe de Investigación INIFAP-CONACyT. Campo Experimental La Laguna-INIFAP. 76 p.

Palomo-Rodríguez, M. 2007. Variaciones hidroquímicas del agua de bombeo profundo para el Valle de Juárez, Chihuahua. Memorias de la XIX Semana Internacional de Agronomía. FAZ-UJED, p. 584-588

Palomo-Rodríguez, M. y Figueroa V. U. 2005. Variabilidad espacial de nutrientes en el agua residual del Valle de Juárez, Chihuahua. *Agrofaz* 5(3):95-104

Palomo-Rodríguez, M. 2005. Descripción hidro-agrológica del Valle de Juárez en búsqueda de soluciones para la conservación del agua. *En:* (Rincón et al., Edistor) "Asociaciones de colaboración Binacional para la Conservación del Agua en la Región Paso del Norte". Foro Binacional del agua México-Estados Unidos. P. 41-49

Palomo-Rodríguez, M. 1994. Utilización del modelaje para obtener funciones de producción con el uso de aguas salinas. *En:* Avances y perspectivas de investigación CEVAJ-INIFAP. Publicación especial No. 10 – INIFAP. Praxedis, G. Gro. Chihuahua México.

Palomo-Rodríguez, M. 1991. Manejo de riegos con agua salina en el cultivo algodónero. *En:* Logros y avances de la investigación agropecuaria del CEVAJ. Publicación especial No. 9 - INIFAP. Praxedis G. Gro. Chihuahua México.

Palomo-Rodríguez, M. 1990. Dinámica de las propiedades químicas del suelo por el uso de aguas salinas. *En:* investigación agropecuaria en el Campo Experimental Valle de Juárez. Publicación especial No. 8 – INIFAP. Praxedis, G. Gro. Chihuahua México.

Palomo-Rodríguez, M. y Villalba A. A. 1987. Geoquímica de aguas subterráneas de utilización agrícola en una zona árida. Bol. Dpto. de Geología UNI-SON. 4(1-2): 65-76

Patchampreecha, P., Topark-Ngarom, B., Goto, I., and Kimura, M. 1990. Studies on saline in khon keen region. Northeast IHALAN. 3. Effects of amelioration treatments on physical and chemical properties of saline soil. Soil. Sci. and PlantNutrition. 36 (3) 363-374.

Pizarro, F. 1978. Drenaje Agrícola y recuperación de Suelos Salinos. Editora Agrícola Española, S.A. Madrid.

Pizarro, F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2ª ed. Agrícola Española. Madrid, España.

Pla Sentis, I. 1969. Metodología de laboratorio recomendado para el diagnóstico de salinidad y alcalinidad en suelos, aguas, y plantas. Macaray, Universidad Central de Venezuela, Instituto de Edafología. 117 p.

Pla, I. 1985. Origen, distribución y diagnóstico de suelos afectados por sales en Venezuela. Revista de la Facultad de Agronomía (Maracay), Venezuela. 14: 125-150.

Pulido, M. L. 1994. Estudio general de salinidad analizada. Anexo Técnico. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Uso Eficiente del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos, México.

Pupisky, H. and I. Shainberg. 1979. Salt effects on the hydraulic conductivity on the sandy soil. SoilSci. Soc. Am. J. 43: 429-433.

Ramos, R. R. 2000. Aplicación de sustancias húmicas comerciales como productos de acción bioestimulante. Efectos frente al estrés salino. Tesis de Doctorado Universidad de Alicante España.

Ramos, C. 1996. El riego con aguas residuales. Jornada sobre "Aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana", Sanejamentd'Aigües - Generalitat Valenciana, pp. 49-63.

Ramos, C., D. Gómez de Barreda, J. Oliver, E. Lorenzo y J. R. Castel. 1989. Aguas residuales para riego. Un ejemplo de aplicación en uva de mesa. *En*: Cabrera E. y Sahuquillo A. (eds). El Agua en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. pp. 167-184

Redly, M. 1986. Métodos para la determinación de la concentración total y la composición iónica de las sales solubles totales de los suelos. Cien. Agr. 26:114-131.

Rhoades, J. D. 1990. Overview: Diagnosis of salinity problem and selection of central practices. *In*: Tanji, K.K. (ed.). *Agricultural Salinity Assessment and Management. Manual 71.* American Society of Civil Engineering. New York., p. 14-41

Rhoades, J. D. 1997. Sustainability of irrigation: An overview of salinity problems and control strategies. Annual Conference: Footprints of Humanity. Reflection on fifty years of water resource developments. Lethbridge, Alberta, Canadá, pp.1-42.

Rhoades, J. D., A. Kandiah and A. M. Mashali. 1992, The use of saline waters for crop production. Irrigation and drainage. Paper 48. Food and Agricultural Organization. Rome, Italy.

Rhoades, J. D., Bingham, F. T., Letey, J., Hoffman, G. J., Dedrick, A. I., Pinter, P. J., and Replogle, J. A. 1989. Use of saline drainage water for irrigation: Imperial Valley Study: *Agricultural Water Management.* (16):25-36.

Richards, L. A. 1973. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual 60. Editorial Limusa. México, D. F.

Richards, L. A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Handbook 60. US Department of Agriculture. Washington D.C., USA.

Rodríguez-Suppo, F. 1982. Fertilizantes-Nutrición Vegetal. Editor S. A. AGT. México, D.F.

Sánchez, D. N.1970. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Centro Regional de Ayuda Técnica, México, D.F. 172 p.

Salomon K. H. 1988. Irrigation systems and water application efficiencies. Center for Irrigation Technology Research Notes, CAIT Púb. #880104. California State University, California.

Santamaría, C. J.; Figueroa-Viramontes, U.; Medina-Morales, M. C. 2004. Productividad de la alfalfa en condiciones de salinidad en el Distrito de Riego 017, Comarca Lagunera. *TERRA Latinoamericana, México.*22(3):343-349

Semarnap. 1997. Subsecretaría de Recursos Naturales, Unidad del Inventario Nacional de Recursos Naturales

Seoáñez, Calvo M, 1999. Ingeniería del medio ambiente aplicada al medio natural. Continental Mundi-Prensa, México. Pág. 60, 181 y 290.

Serrano, R., and R. Gaxiola. 1994. Microbial model and salt stress tolerance in plants. *Crit. Rev. Plant Sci.* 13:121-138.

Sharma, R. C., R. K. Saxena and K. S. Verma. 1995. Limitations and productivity potential of alkali soils of North-West Indian plains. *Agropedology* 5: 79-82.

Sierra, B. C., Céspedes R. R. y Osorio U. A. 2001. Caracterización de la salinidad de los suelos y aguas del valle del río Copiapó. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Copiapó, Chile. p. 17.

Soltan, M. E. 1998. Characterization, classification and evaluation of some ground water samples in upper Egypt. *Chemosphere* 37: 735-745.

Sposito, G. and S. V. Mattigod. 1977. On the chemical foundation of the sodium adsorption ratio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:325-329

Suarez, D. 1981. Relation between pH_c and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternate method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Sci. Amer. J.* 45, 469-475.

Subbarao, G. V., and Johansen, C. 1991. Strategies and scope for improving salinity tolerance in crop plants. *Plant and crop stress*. Mohammad Pessaraki (ed.) New York. Basel Hong Kong., p 529-579.

Szabolcs, I. 1994. Prospects of salinity for the 21st century. *In: 15th World Congress of Soil Science*. The International Society of Soil Science and The Mexican Society of Science. 123-142.

Szabolcs, I., y Redly. M. 1989. State and possibilities of soil salinization. *AgrokémiaésTalajtan.* 38(3-4):537-558.

Szabolcs, I. 1986. Salt – affected soils: Problems and prospects in developing countries. *Nat. Resour. Environ. Ser.* 20. 307-336.

Tarafdar, C. J., and Rao, V. A. 1997. Response of arid legumes to VAN fungal inoculation. *Symbiosis.* 22:264-274.

Terrón, P. U. 1995. Aplicaciones fitotécnicas. Mundi-Prensa Libros S.A.

Troncoso, A., Cantos, M., Liñan J.; Fernández J. 2008. Fertirrigación. En: *El cultivo del Olivo*, Eds. Barranco, D., Fernández- Escobar R. y Rollo. 6a. Edición. Edit. Mundi Prensa y Junta Local Andalucía, España.

Turrent-Fernández, A. y Cortés-Flores, J. I. 2005. Ciencia y tecnología en la agricultura mexicana: I. Producción y sostenibilidad. *Terra Latinoamericana* 23: 265-272.

- Umali, D. L. 1993. Irrigation induced salinity technical. World Bank. Washington, DC Paper (215):3-25.
- United States Service of Soils Conservation (USSCS). 1994. Keys to soil taxonomy. Sixth Edition. Washington D. C., USA. 305 p.
- U.S. Salinity Laboratory. 1965. An index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. Notes Soil Sci. Society Proceedings., p. 91-92.
- U.S. Salinity Laboratory. 1965 a. Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigation operations. Notes Soil Sci. Society Proceedings., p. 93-94.
- Van Hoorn, J. and J. Van Alphen. 1994. Salinity control. *In*- Ritzema H. P. (Ed.). Drainage principles and application. International Institute for Land Reclamation and Improvement. Wageningen, The Netherlands., p. 533-600.
- Vásquez, A. A. 1999. Guía para interpretar el análisis químico del agua y suelo. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México.
- Velasco, M. H. 1983. Uso y manejo del suelo. Editorial Limusa, México. 191 p.
- Velásquez-Machuca, M. A., M. Ortega E., A. Martínez G., J. Kohashi S. y N. García C. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del Mezquital Hidalgo México. *Terra latinoamericana*, 20(04):459-464
- Villagarcía, H., S. 1966. Fertilización de los cultivos tolerantes a la salinidad. *In* Simposio sobre salinidad. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, Dirección Regional, Zona Andina, Programa de Zonas Áridas. La Molina, Perú.
- Wilcox, L. V. 1955. Classification and use of irrigation waters. U.S.D.A., Cir. 969.

VII. ANEXOS

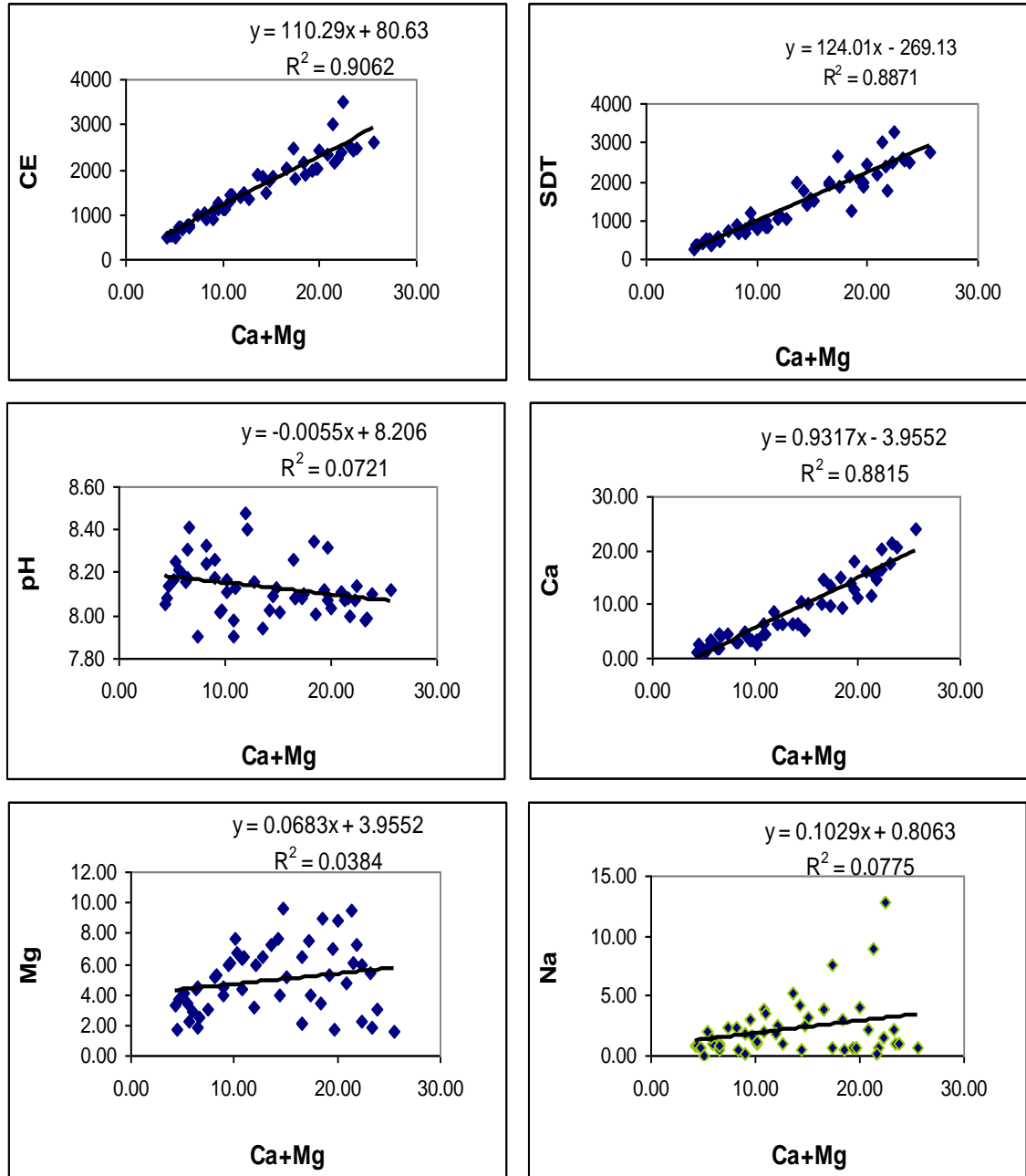


Figura A1. Relaciones funcionales entre los iones solubles Ca+Mg con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), pH, Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

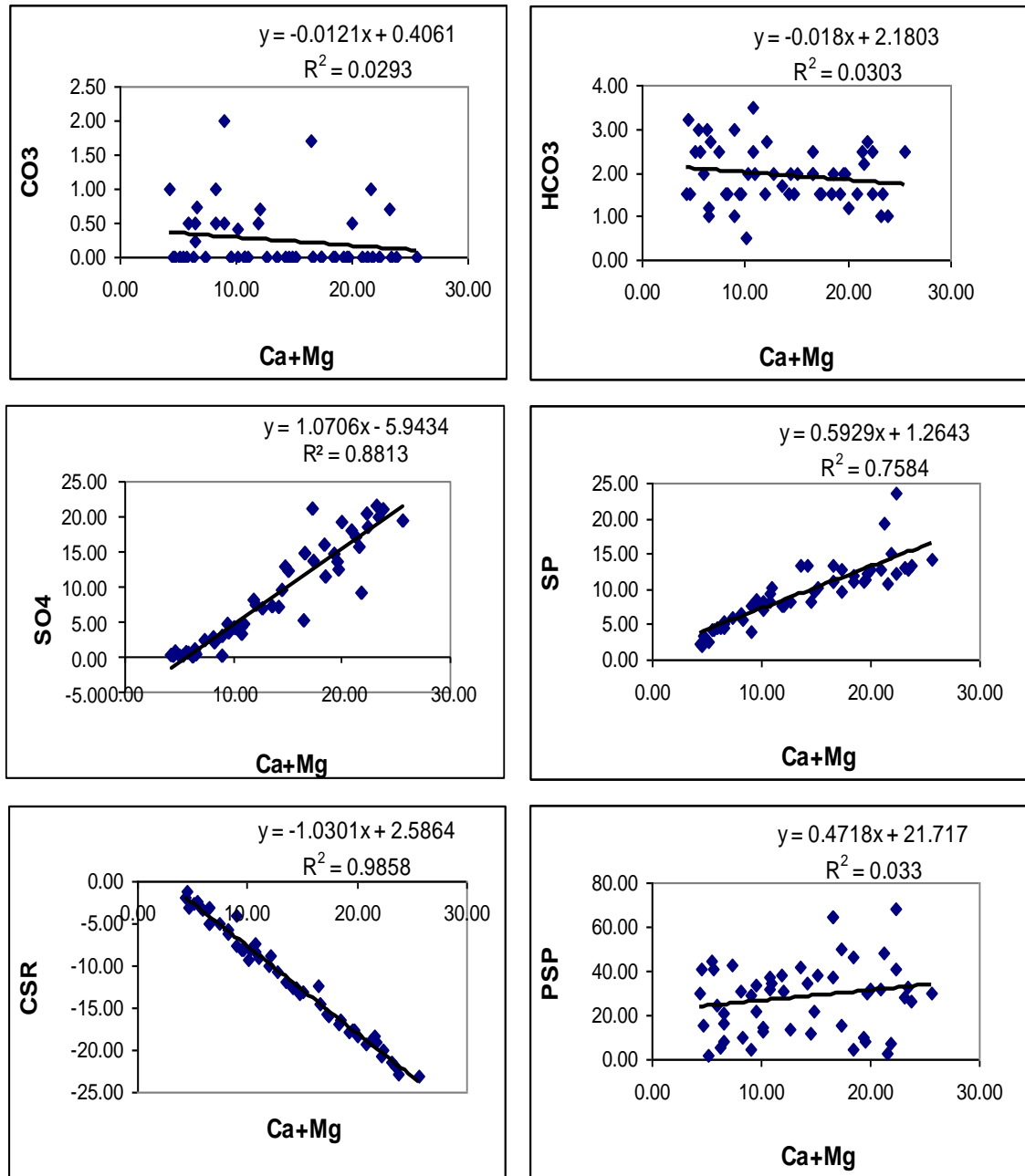


Figura A2. Relaciones funcionales entre los iones solubles Ca+Mg con respecto a CO₃²⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻ (iones meq L⁻¹), SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

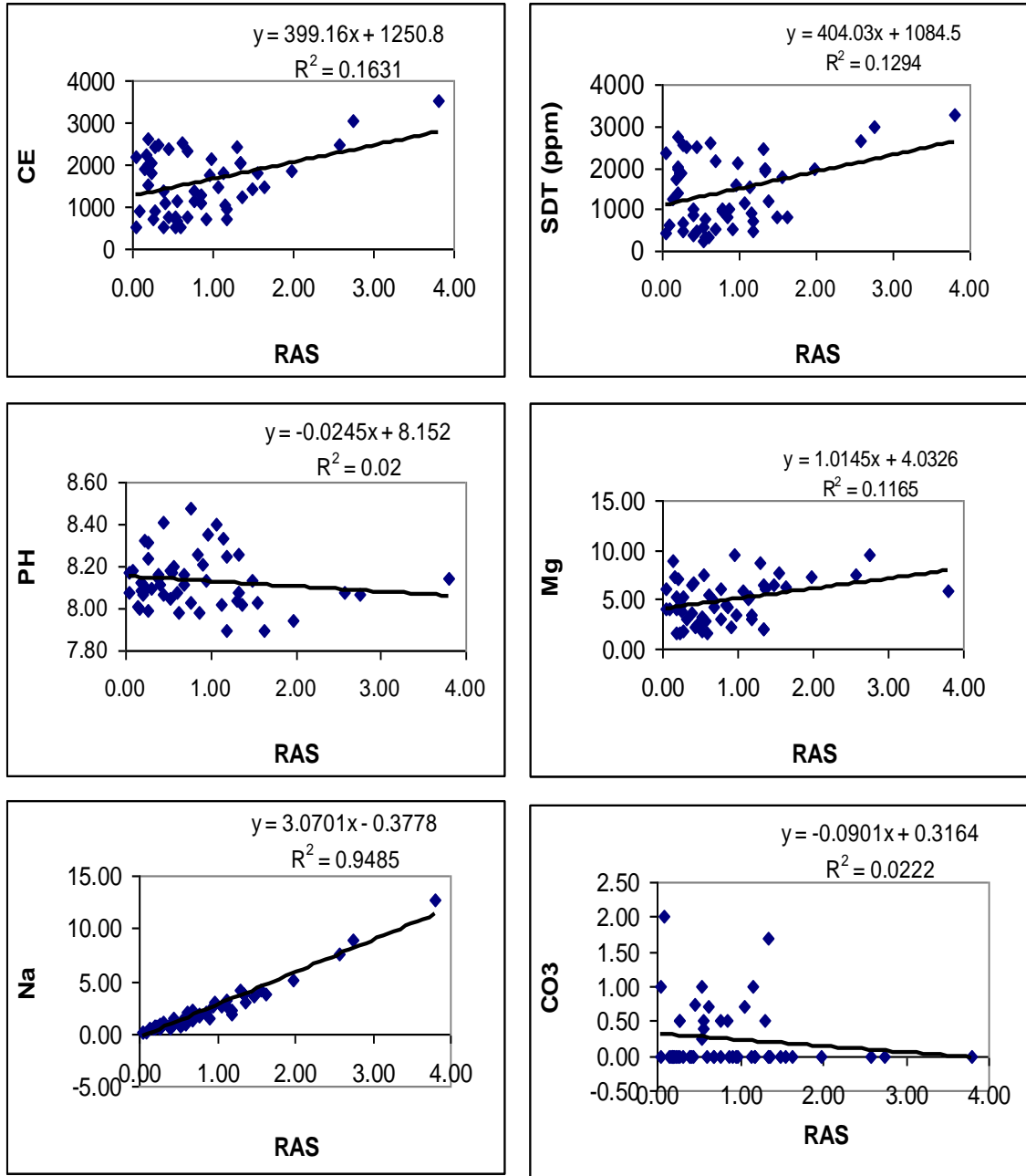


Figura A3. Relaciones funcionales entre el RAS con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), pH, Mg²⁺, Na⁺ y CO₃²⁻ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

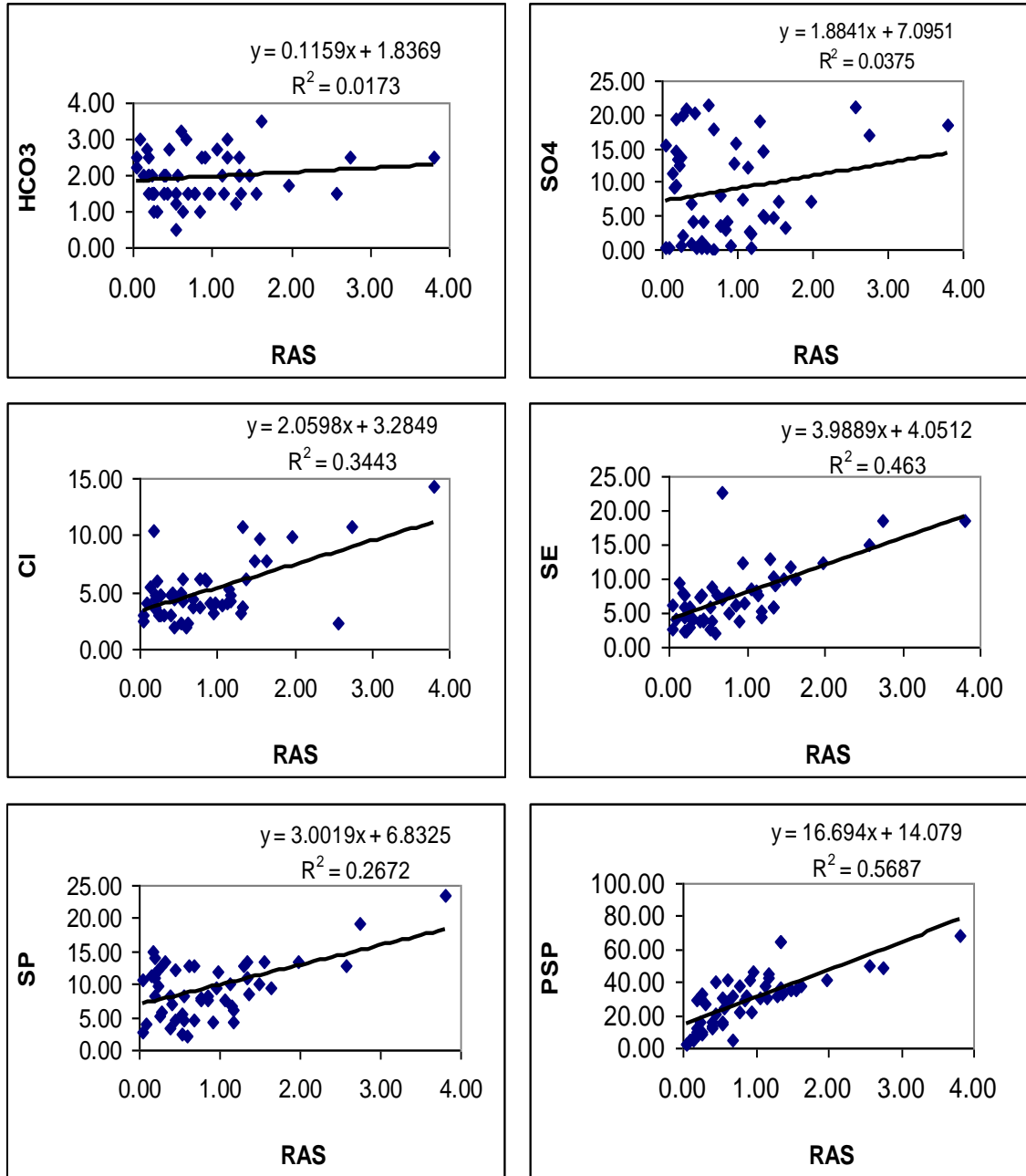


Figura A4. Relaciones funcionales entre el RAS con respecto a HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- (iones meq L^{-1}), SE, SP y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

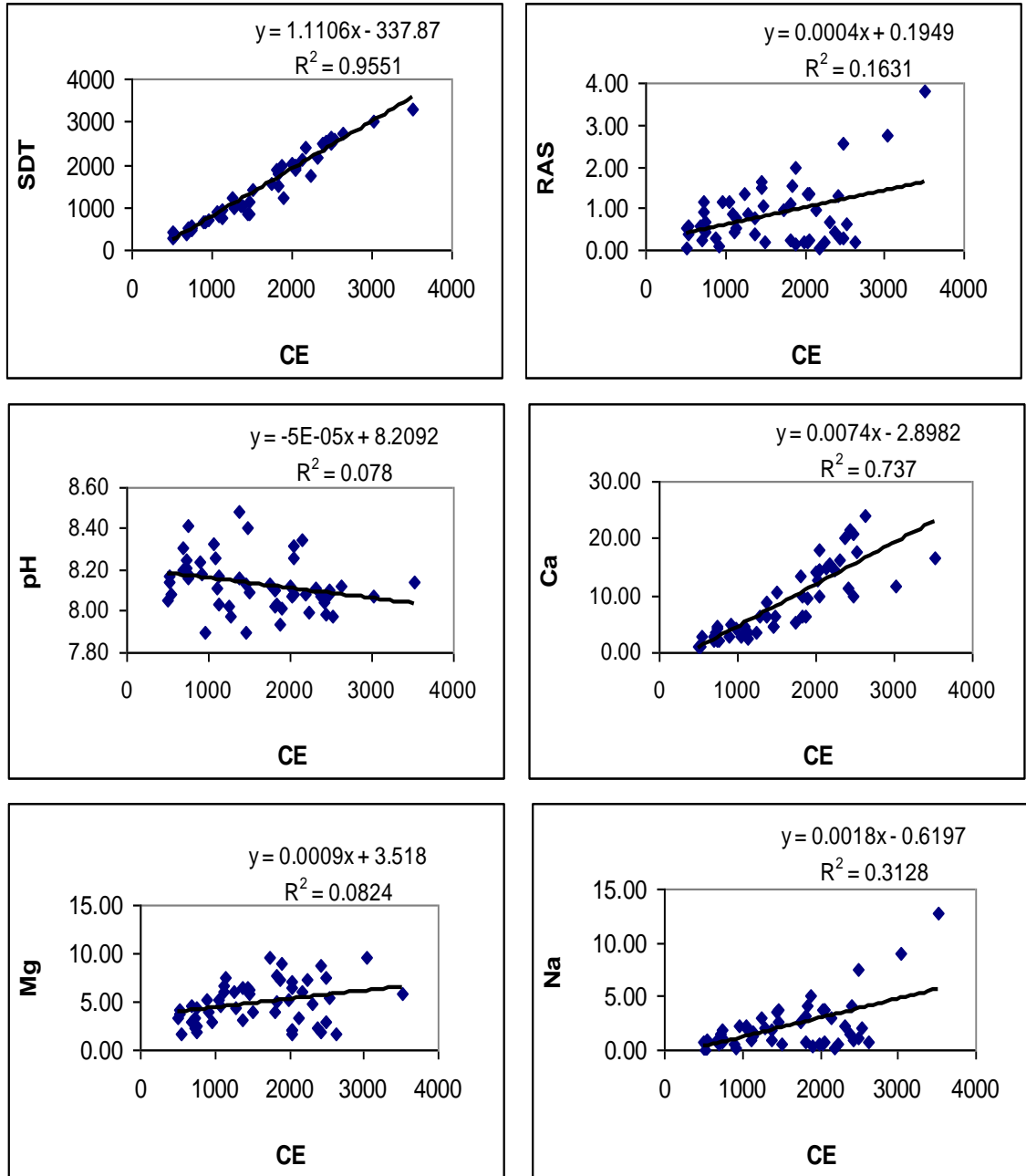


Figura A5. Relaciones funcionales entre CE (dS m^{-1}) con respecto a SDT (ppm), RAS, pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

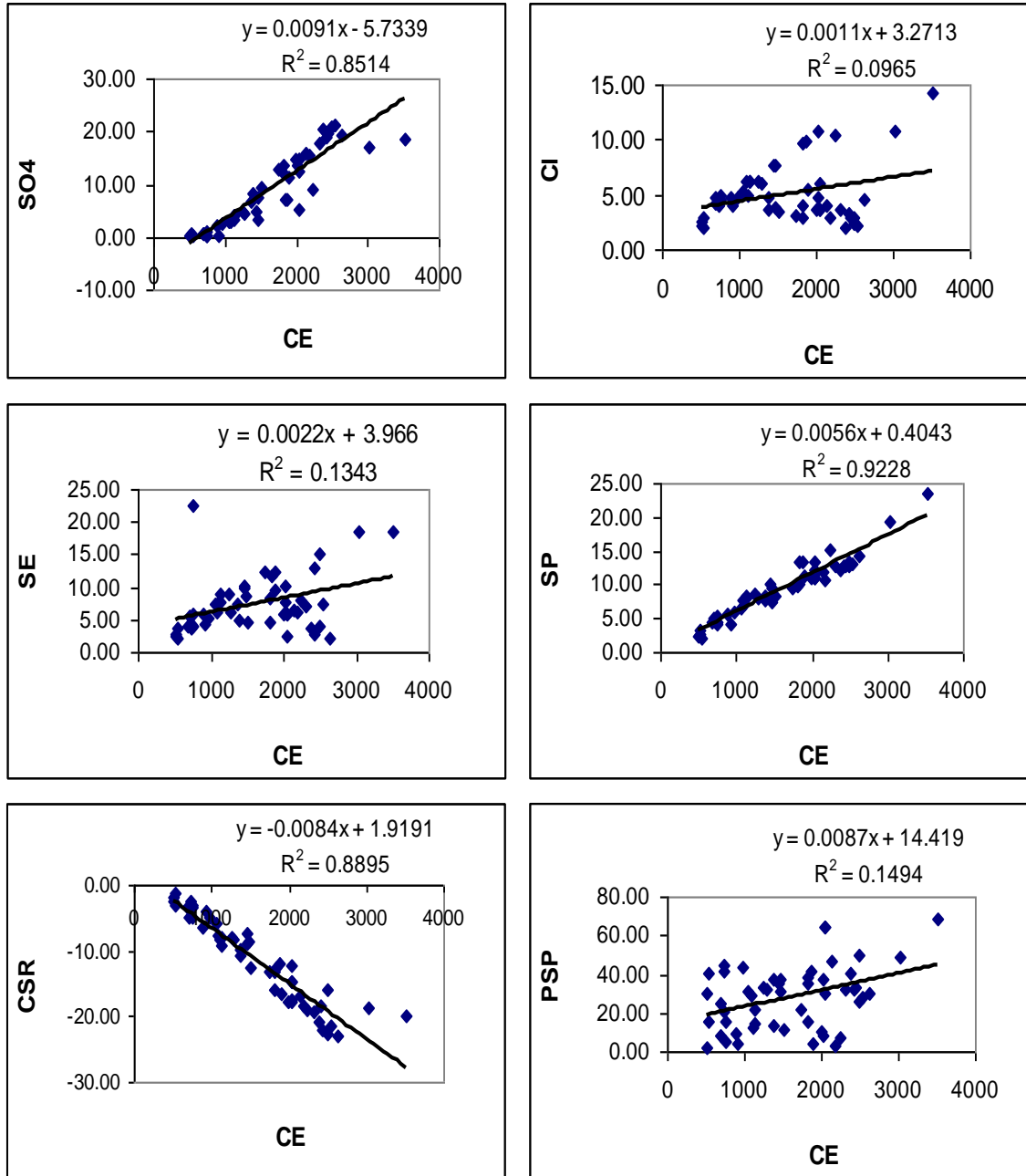


Figura A6. Relaciones funcionales entre CE (dS m^{-1}) con respecto a SO_4^{2-} , Cl^- (iones meq L^{-1}), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

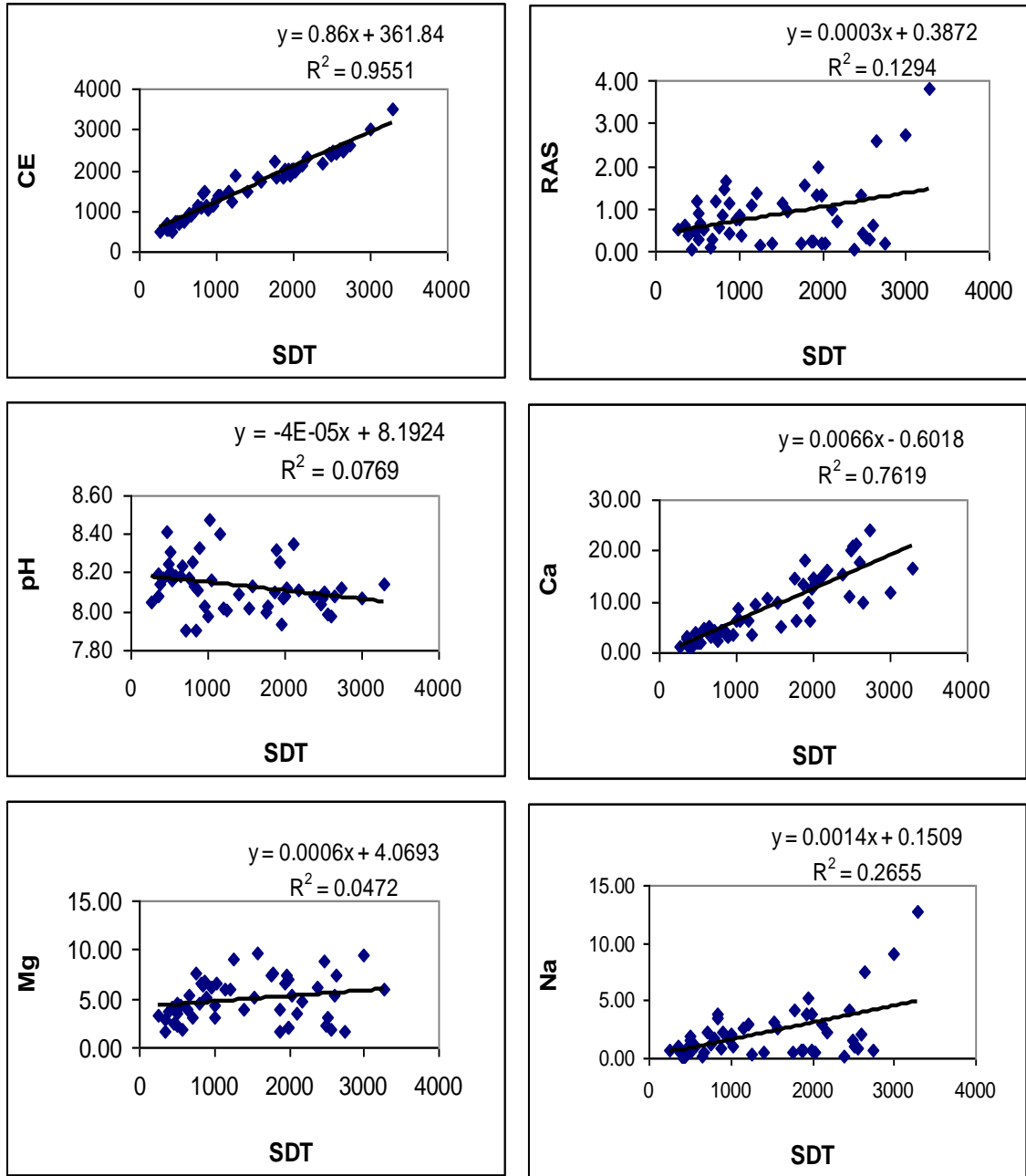


Figura A7. Relaciones funcionales entre el parámetro SDT (ppm) con respecto a CE (dS m⁻¹), RAS, pH, Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ (iones meq L⁻¹) agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

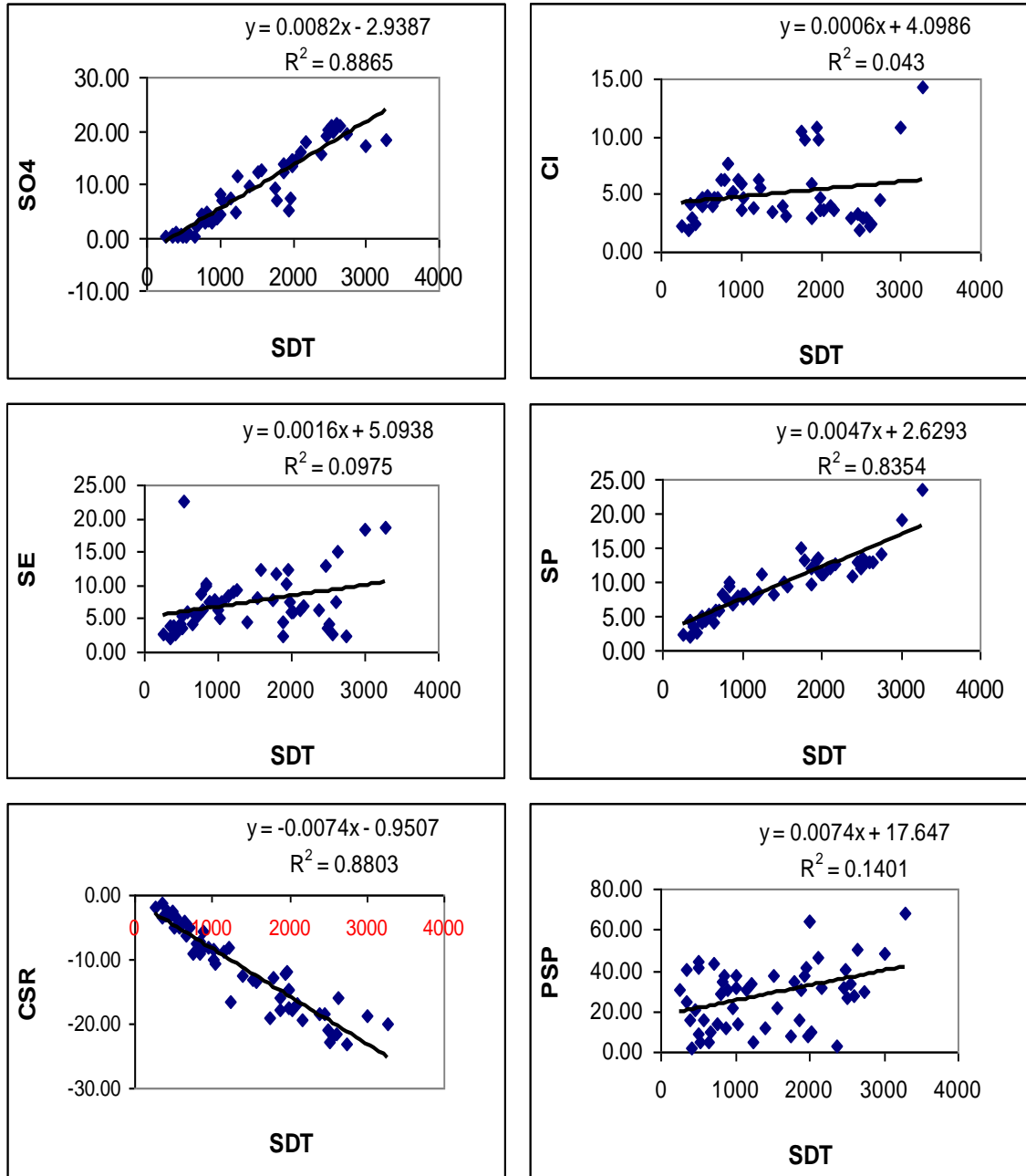


Figura A8. Relaciones funcionales entre SDT (ppm) con respecto a SO_4^{2-} , Cl^- (iones meq L^{-1}), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

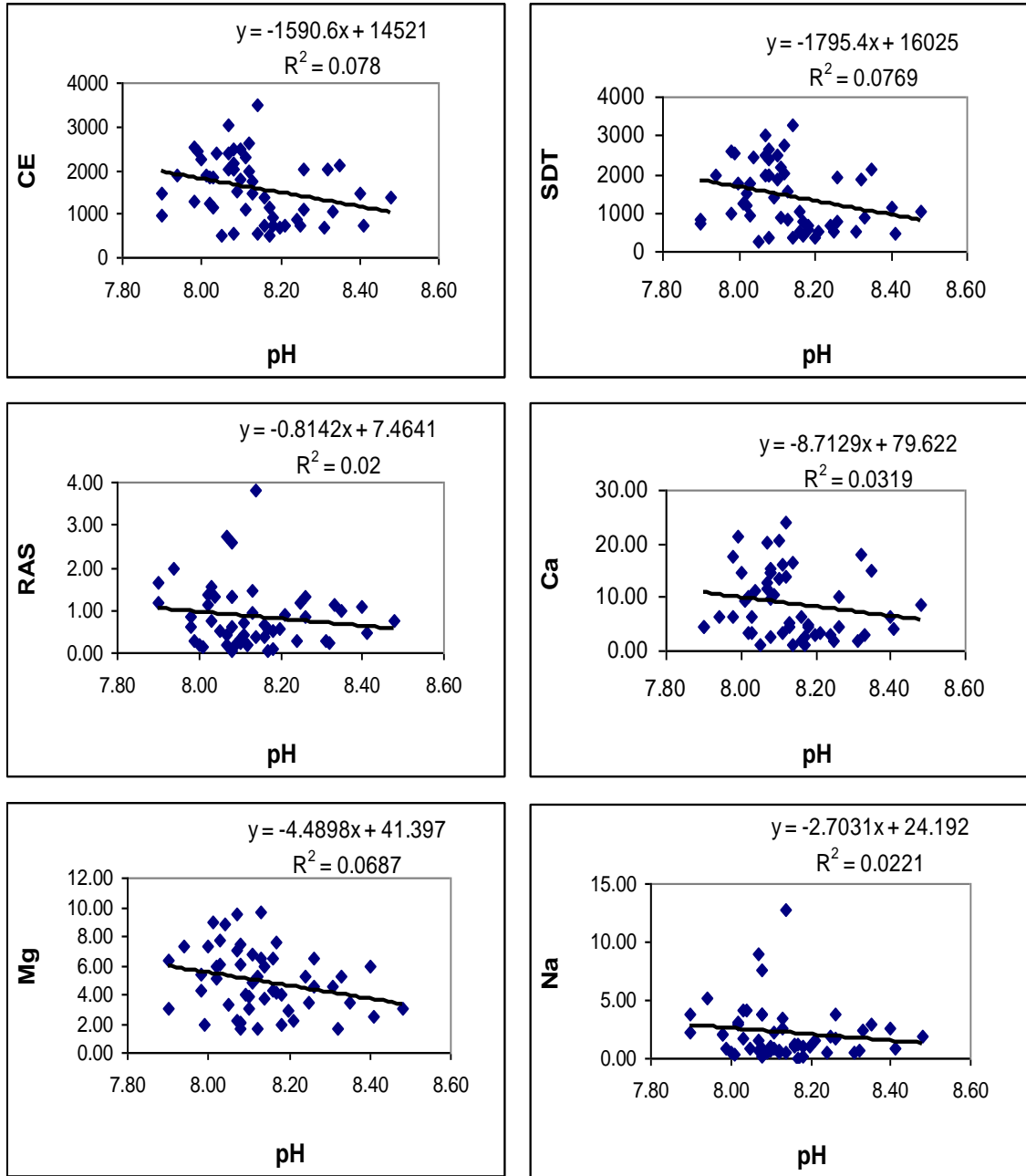


Figura A9. Relaciones funcionales entre pH con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), RAS, Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

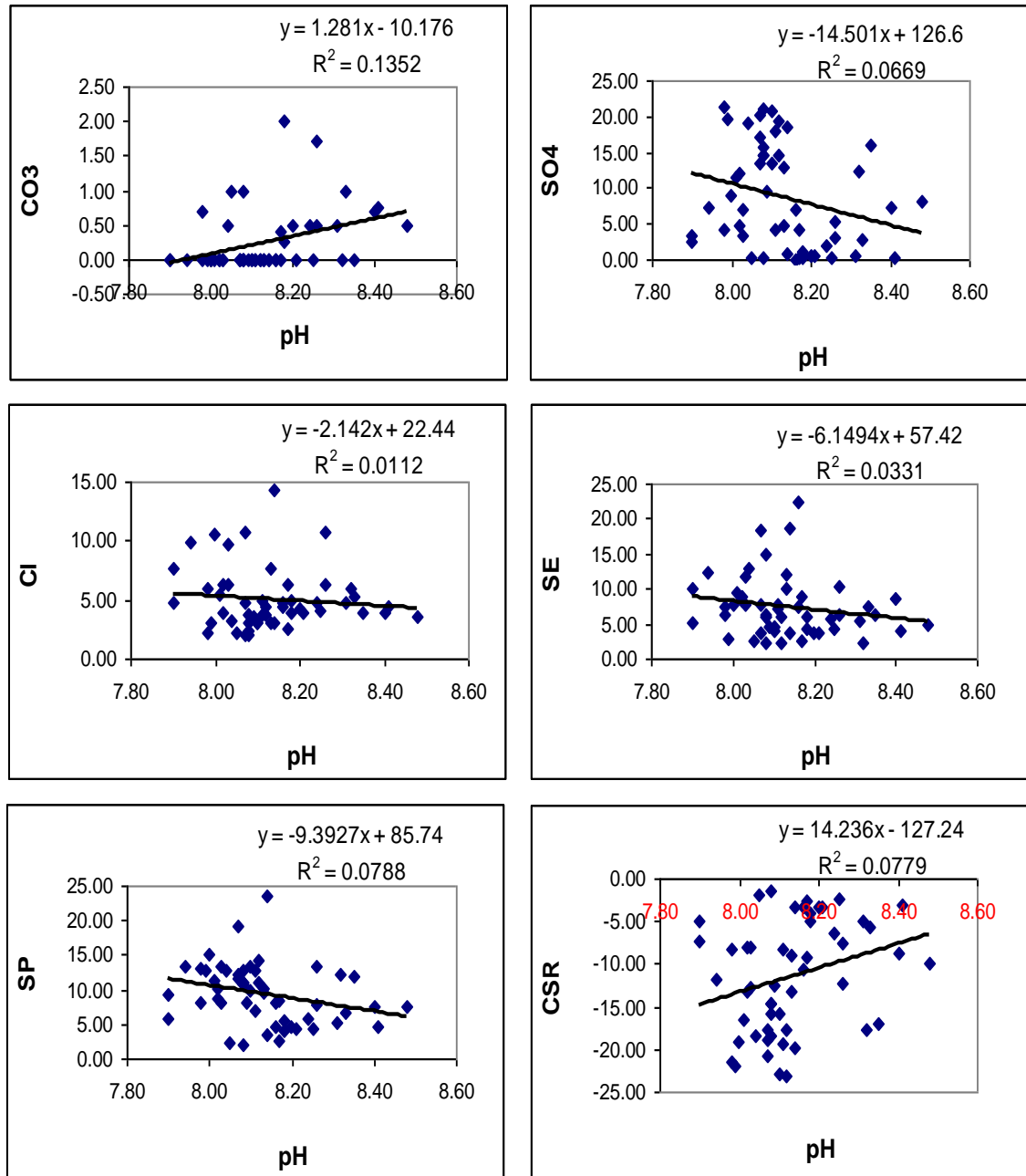


Figura A10. Relaciones funcionales entre pH con respecto a CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , (iones meq L^{-1}), SE, SP y CSR para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

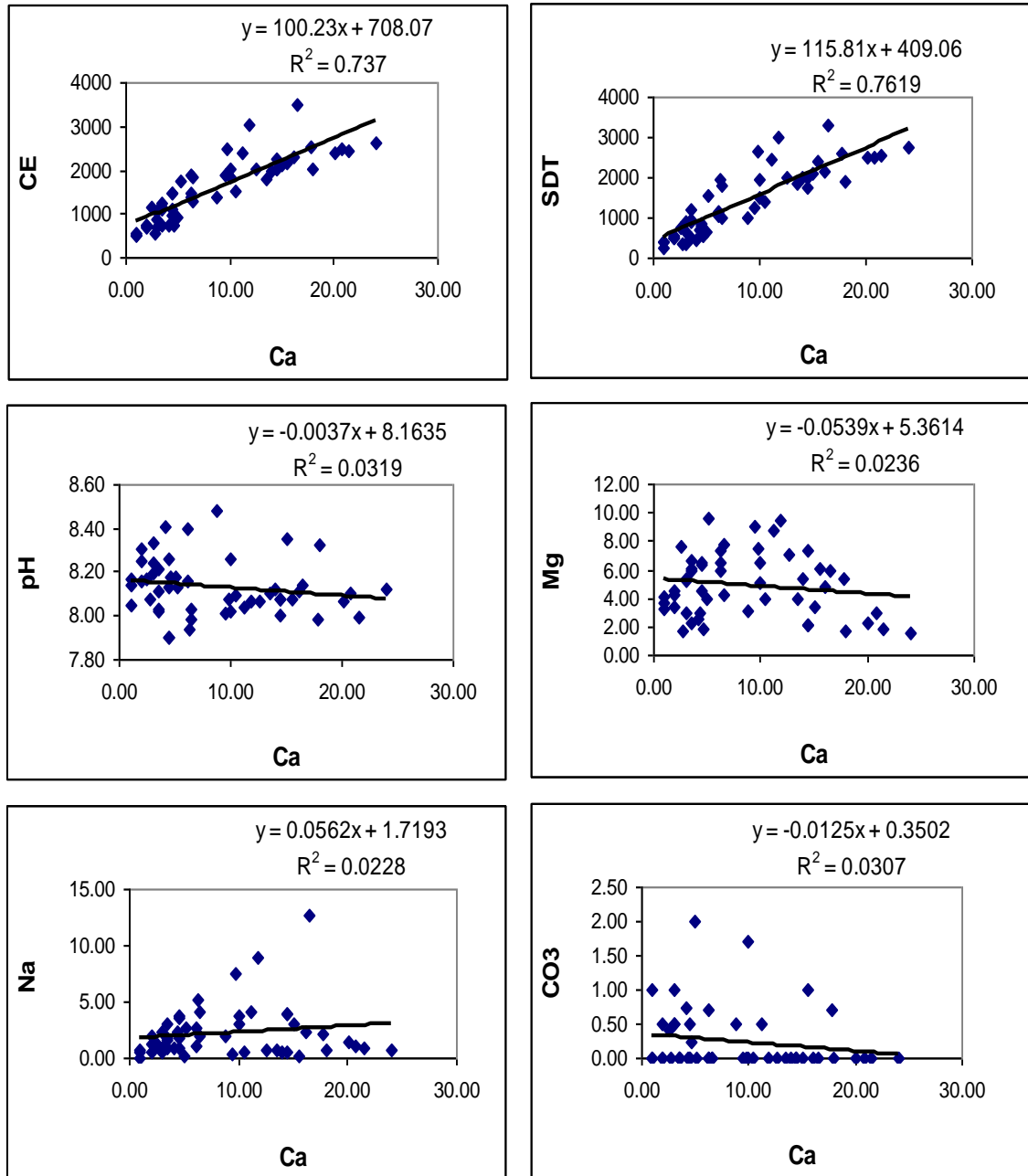


Figura A11. Relaciones funcionales entre el ión Ca^{2+} con respecto a CE (dS m^{-1}), SDT (ppm), pH, Mg^{2+} , Na^+ y CO_3^{2-} (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

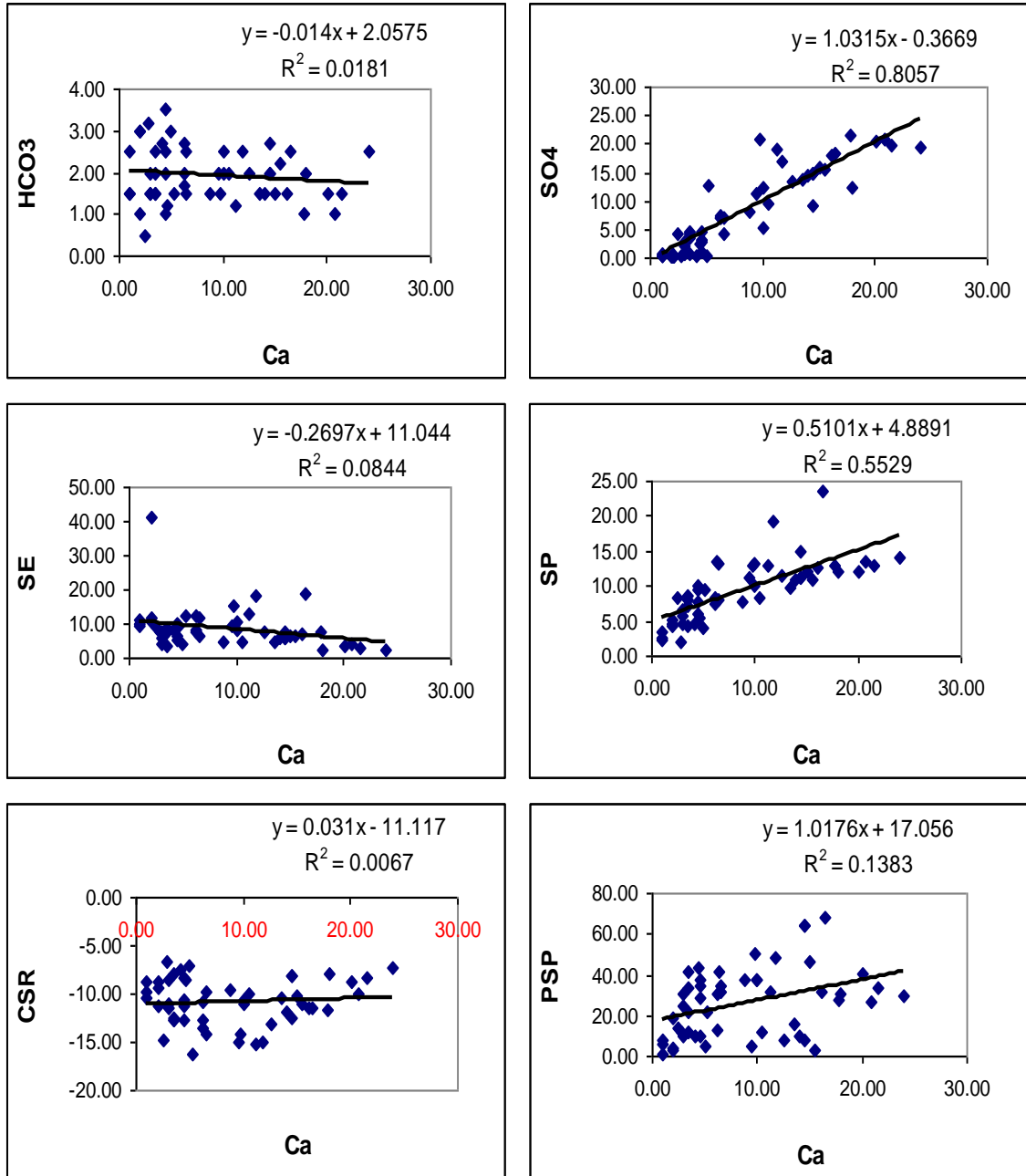


Figura A12. Relaciones funcionales entre el ión Ca^{2+} con respecto a HCO_3^- , SO_4^{2-} (iones meq L^{-1}), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

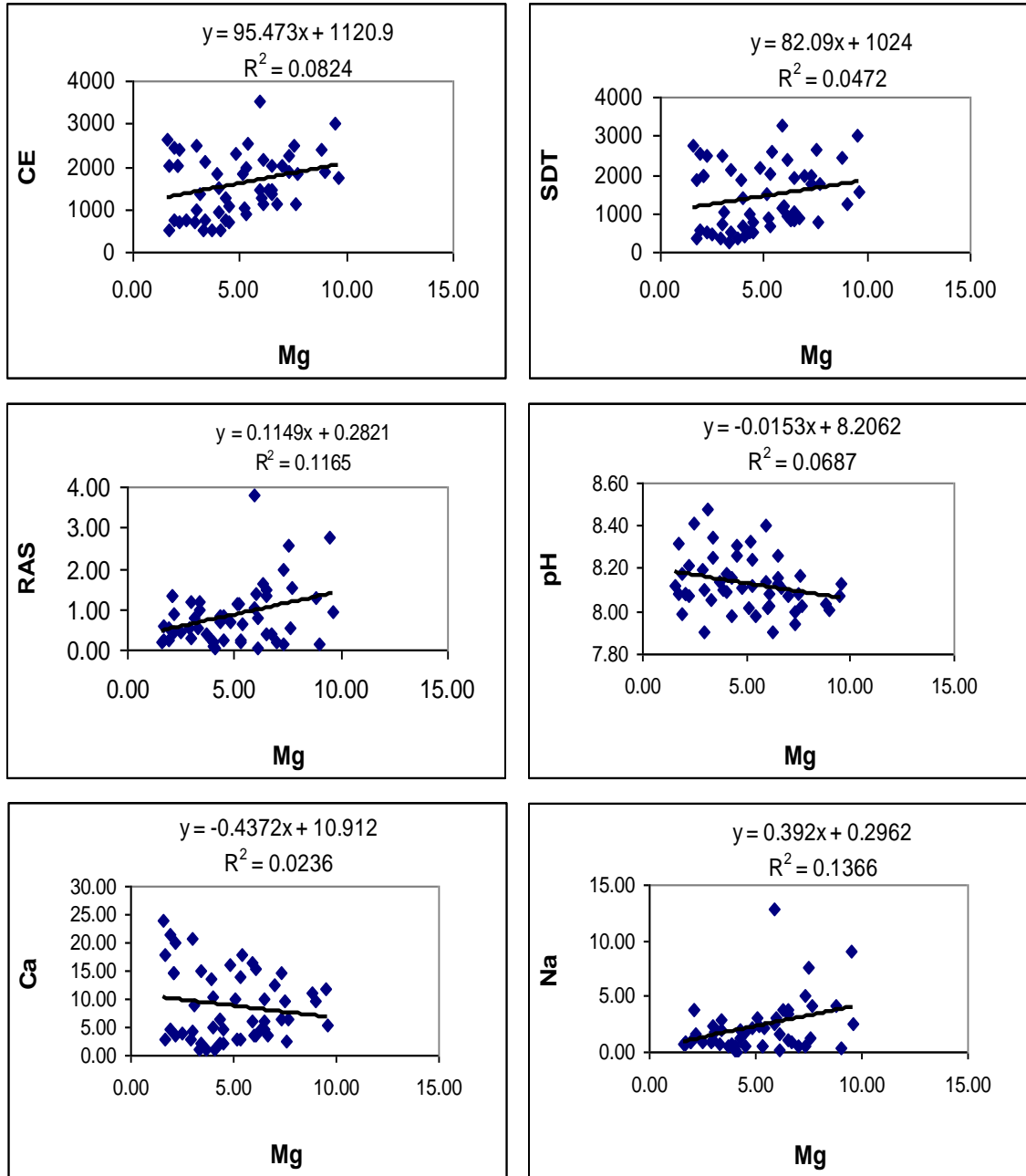


Figura A13. Relaciones funcionales entre el ión Mg con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT, (ppm), RAS, pH, Ca²⁺ y Na⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

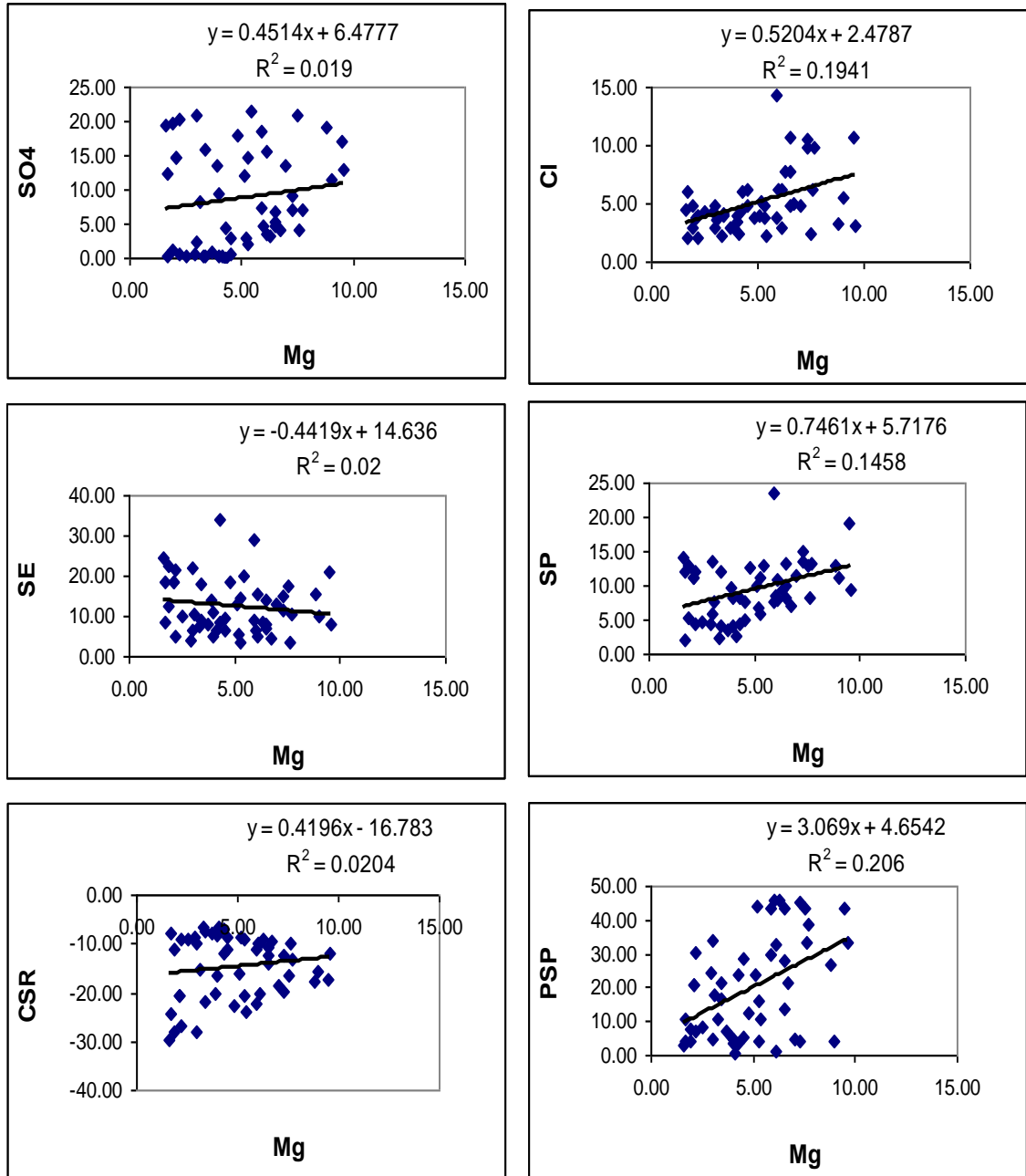


Figura A14. Relaciones funcionales entre el ión Mg^{2+} con respecto a SO_4^{2-} , Cl^- (iones $meq L^{-1}$), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

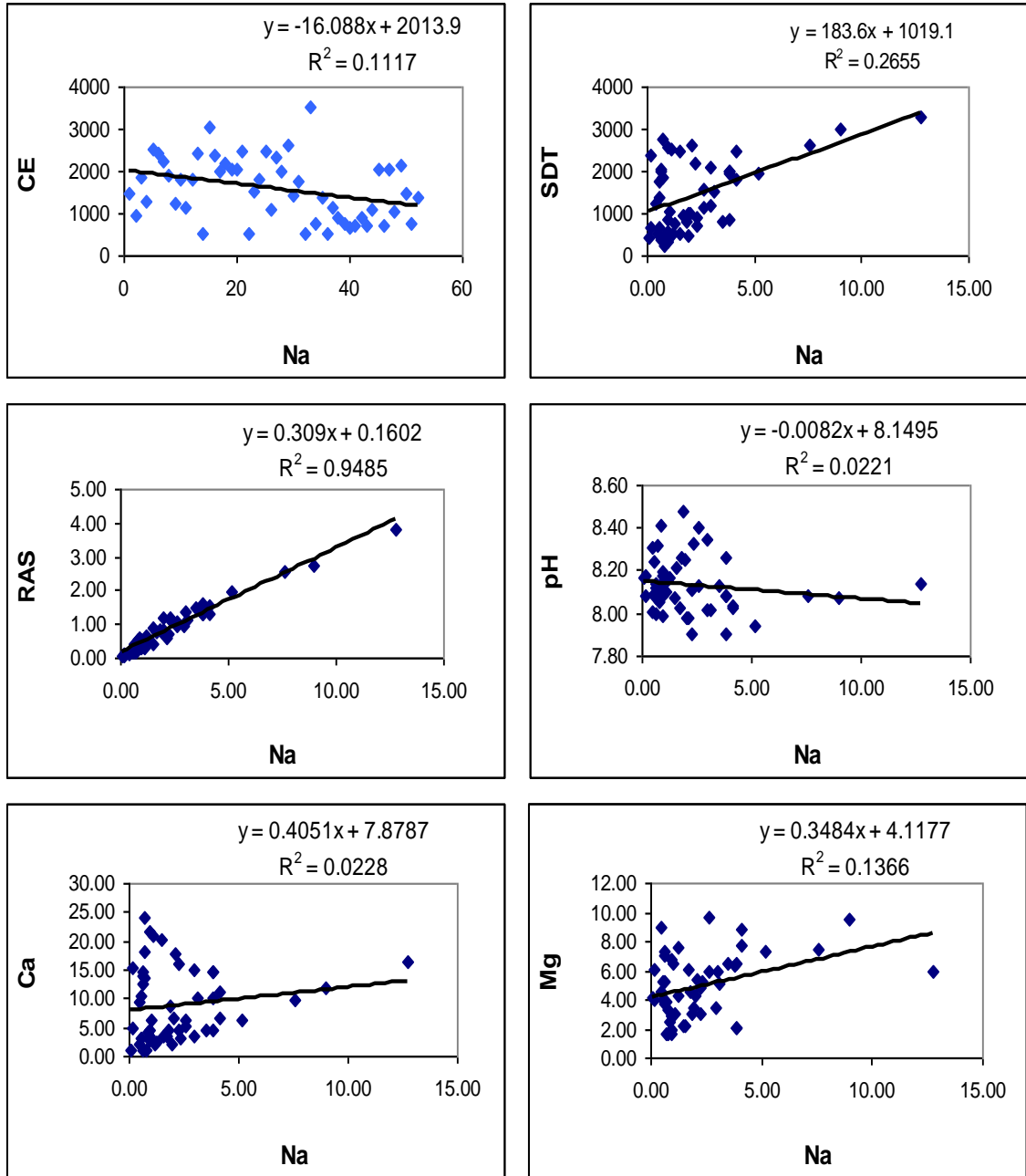


Figura A15. Relaciones funcionales entre el ión Na⁺ con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), RAS, pH, Ca²⁺ y Mg²⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

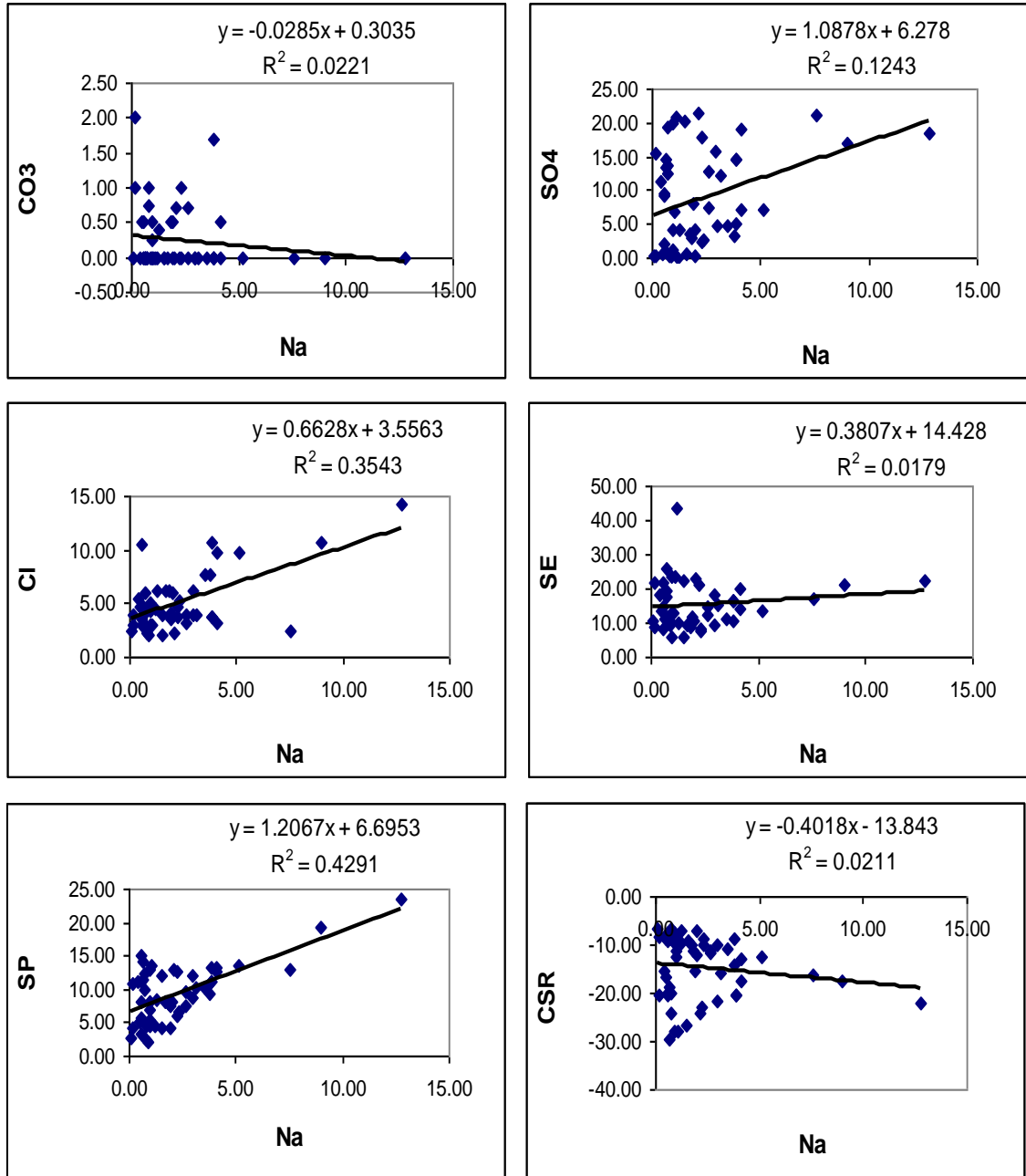


Figura A16. Relaciones funcionales entre el ión Na^+ con respecto a CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- (iones meq L^{-1}), SE, SP y CSR para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

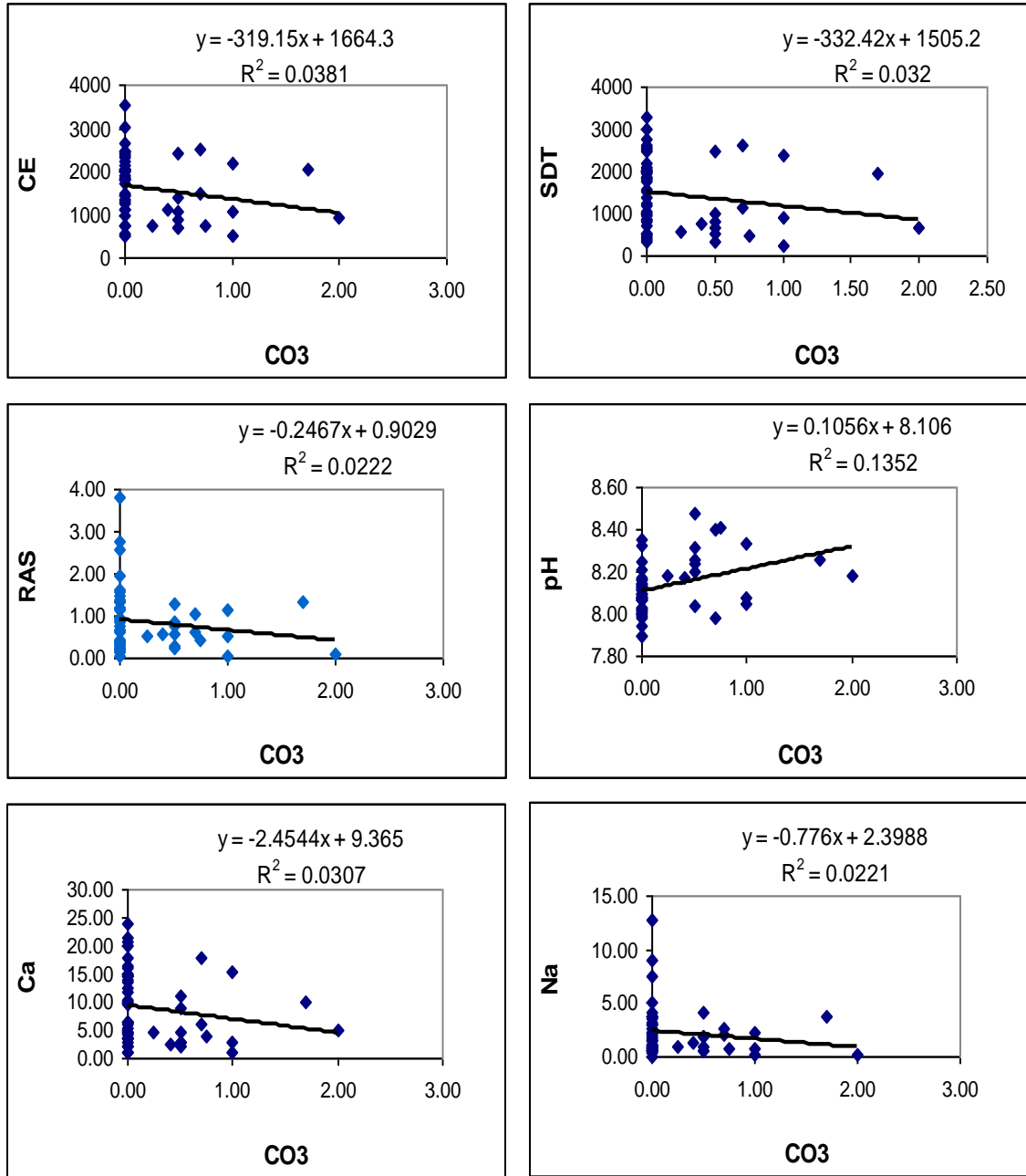


Figura A17. Relaciones funcionales entre el ión CO_3^{2-} con respecto a CE (dS m^{-1}), SDT (ppm), RAS, pH, Ca^{2+} y Na^+ (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

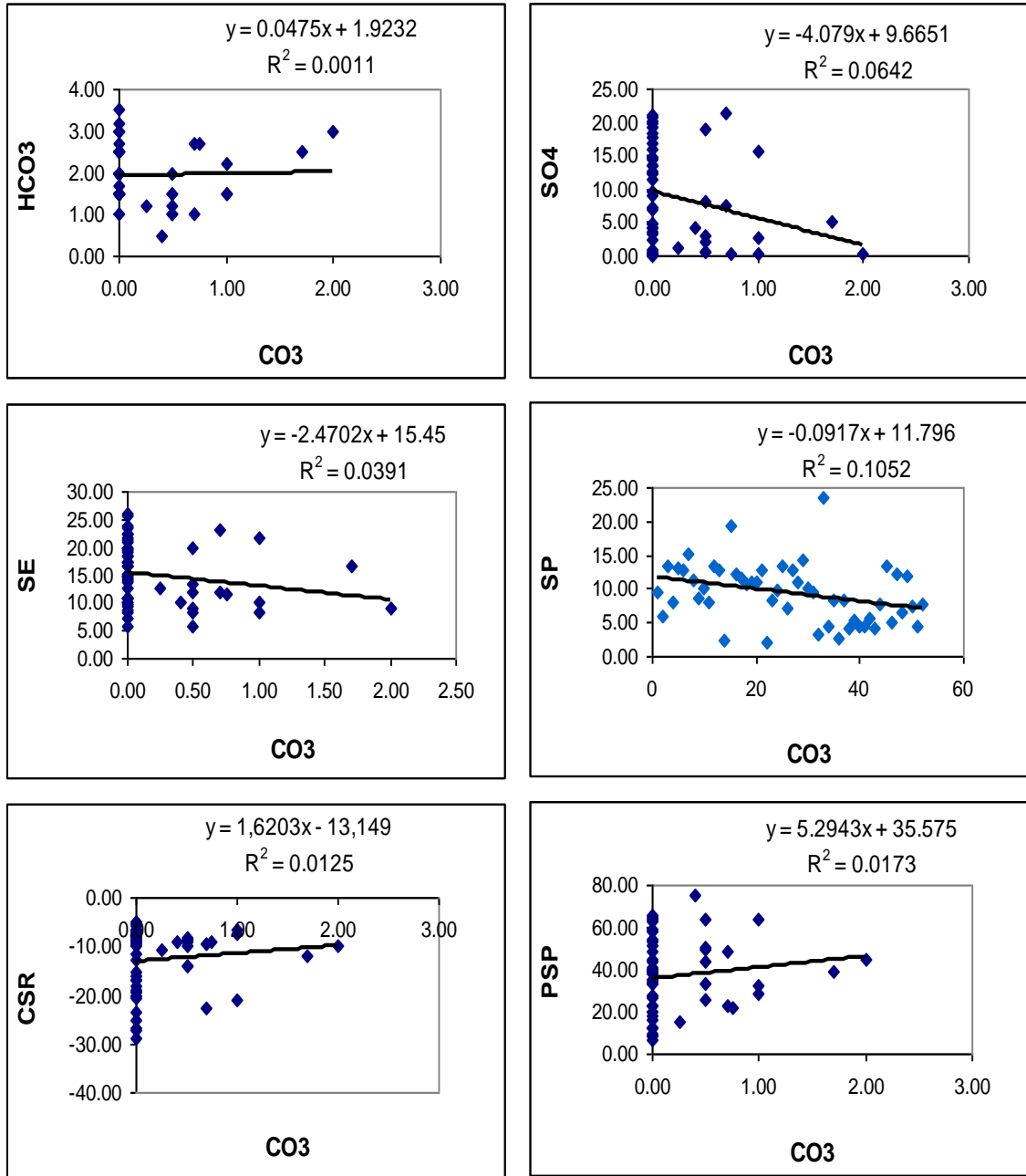


Figura A18. Relaciones funcionales entre el ión CO_3^{2-} con respecto a HCO_3^- , SO_4^{2-} (iones meq L^{-1}), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

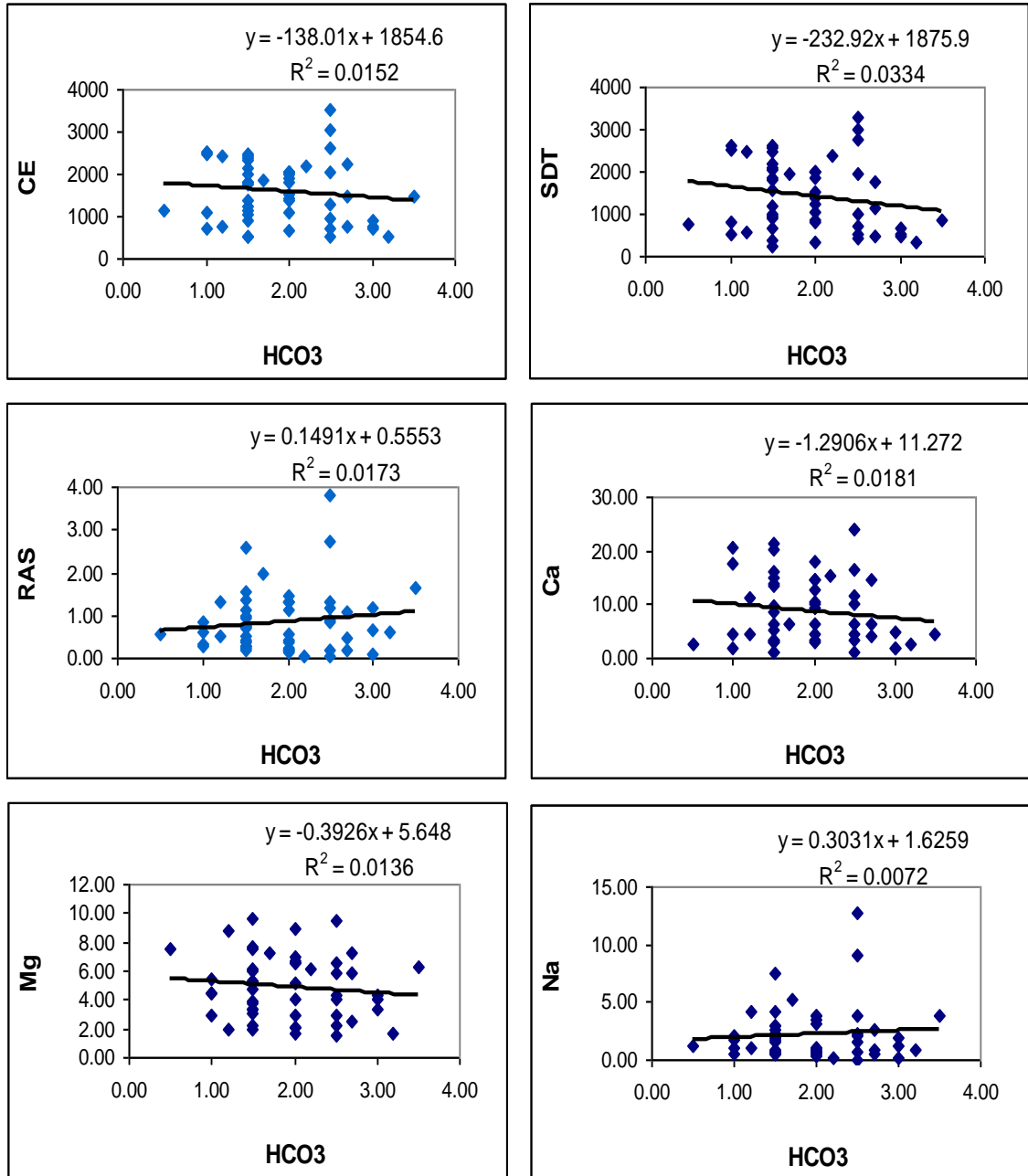


Figura A19. Relaciones funcionales entre el ión HCO_3^- con respecto a CE (dS m^{-1}), SDT (ppm), RAS, Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

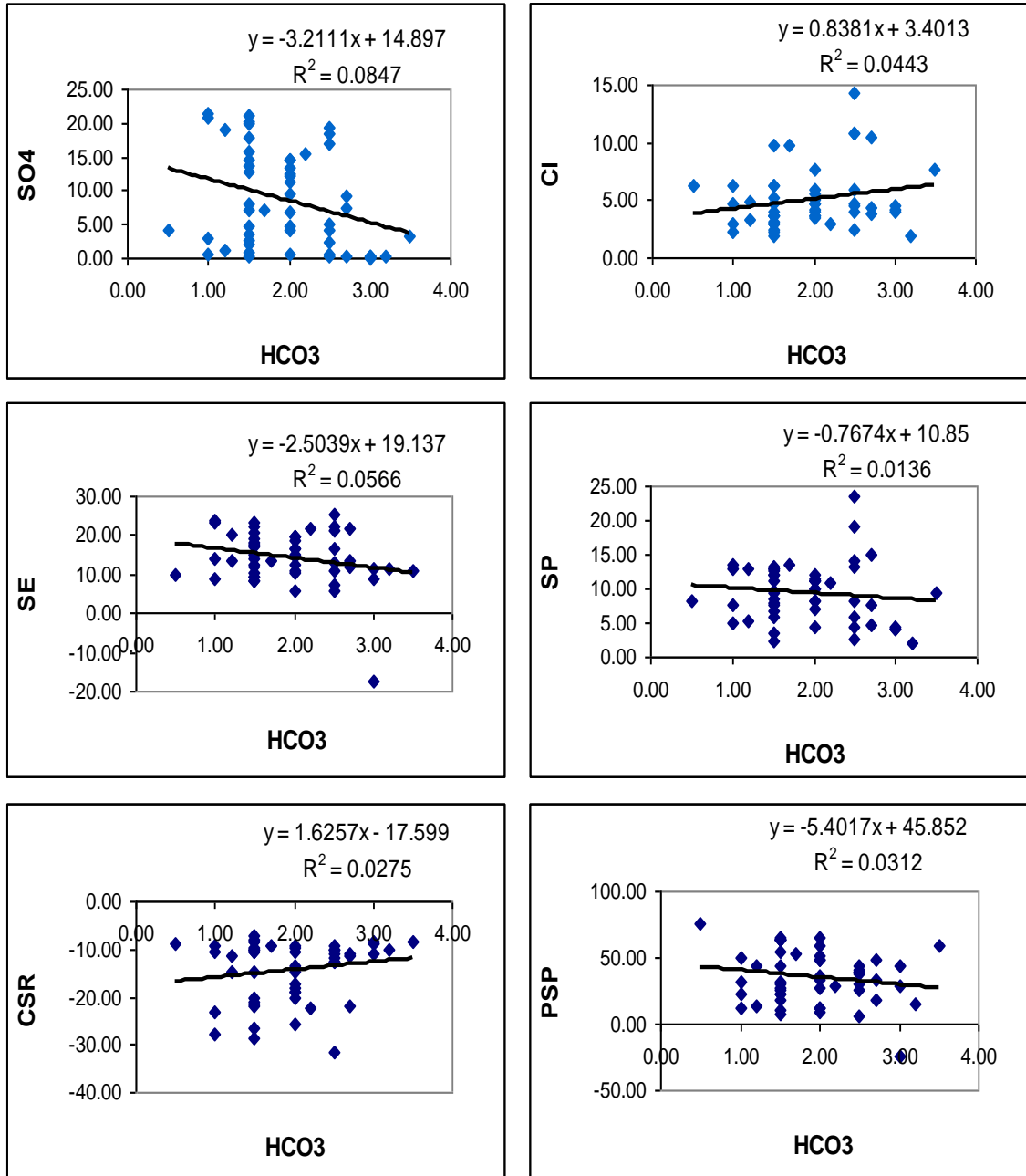


Figura A20. Relaciones funcionales entre el ión HCO_3^- con respecto a SO_4^{2-} , Cl⁻ (iones meq L^{-1}), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

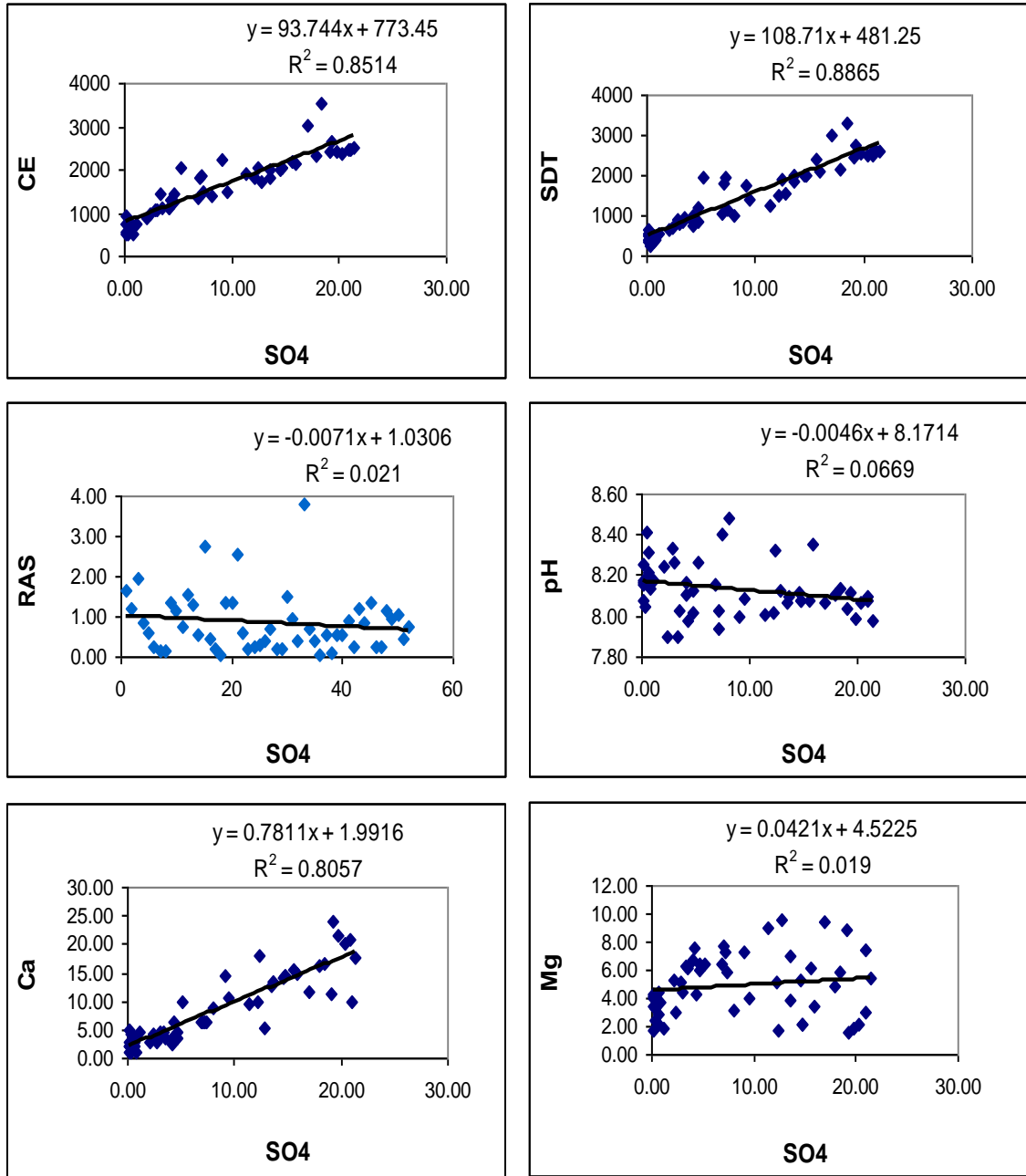


Figura A21. Relaciones funcionales entre el ión SO_4^{2-} con respecto a CE (dS m^{-1}), SDT (ppm), RAS, pH, Ca^{2+} y Mg^{2+} (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

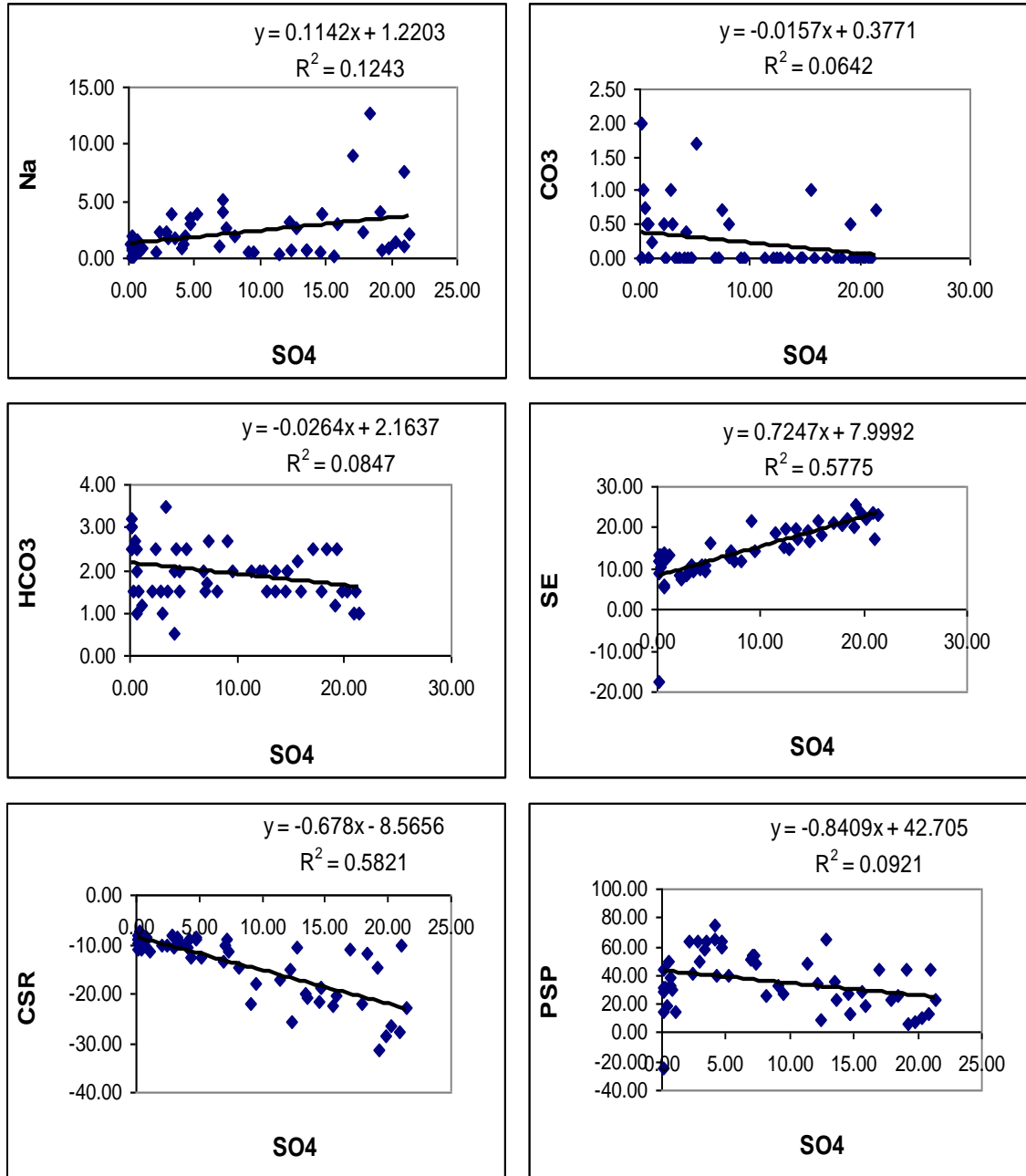


Figura A22. Relaciones funcionales entre el ión SO_4^{2-} con respecto a Na^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , (iones meq L^{-1}), SE, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

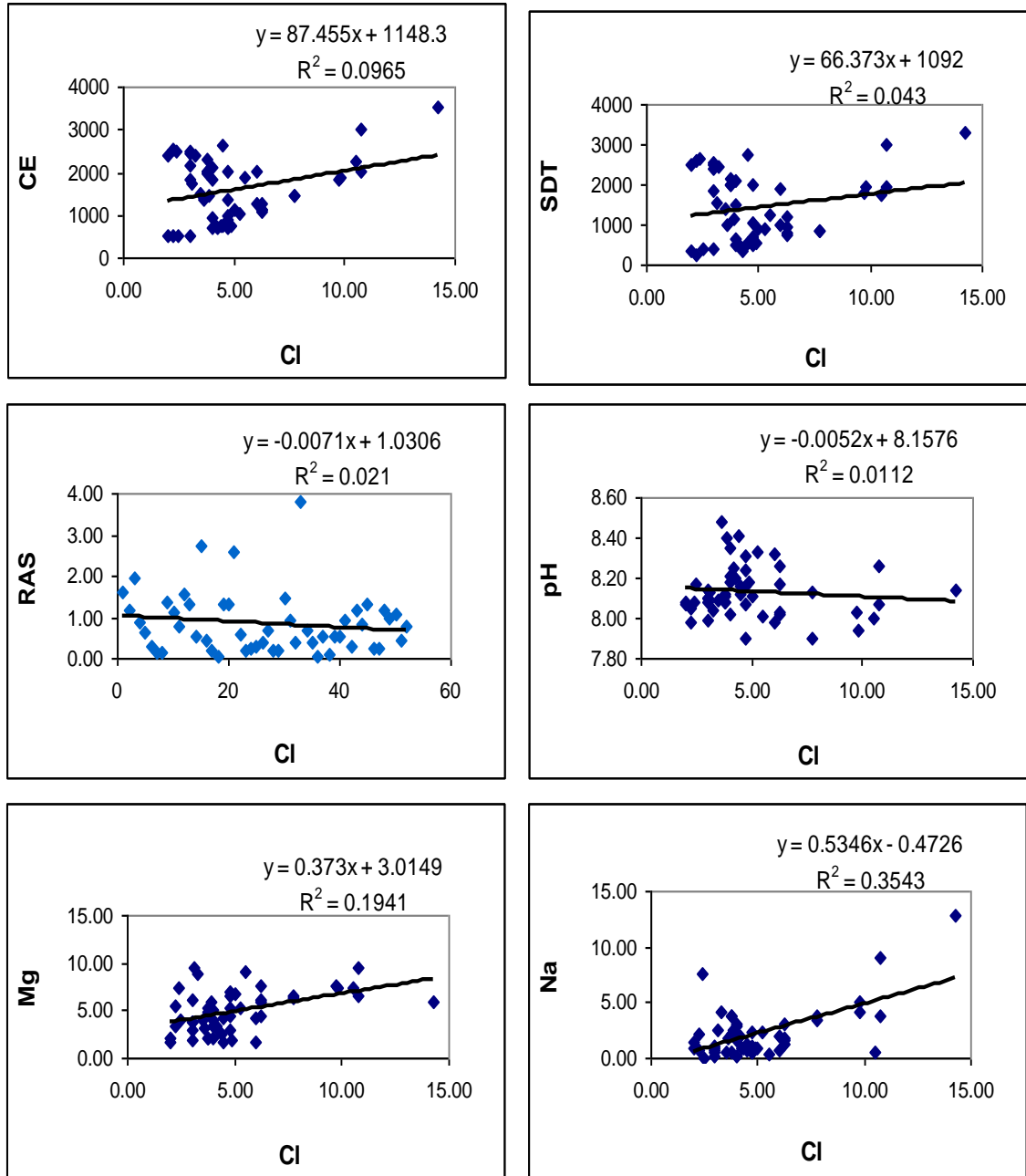


Figura A23. Relaciones funcionales entre el ión Cl⁻ con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), RAS, pH, Mg²⁺ y Na⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

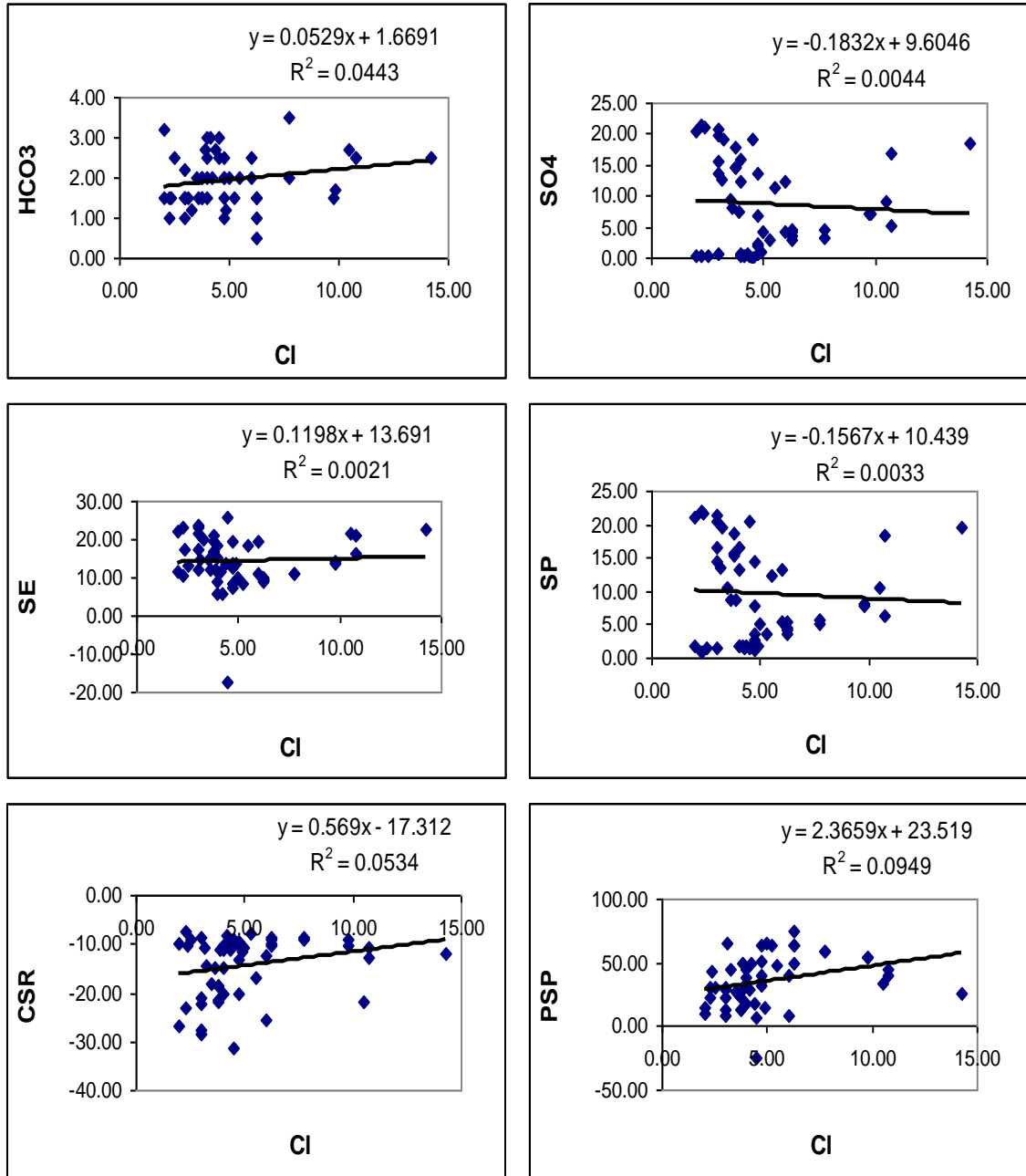


Figura A24. Relaciones funcionales entre el ión Cl^- con respecto a HCO_3^- , SO_4^{2-} (iones meq L^{-1}), SE, SP, CSR y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

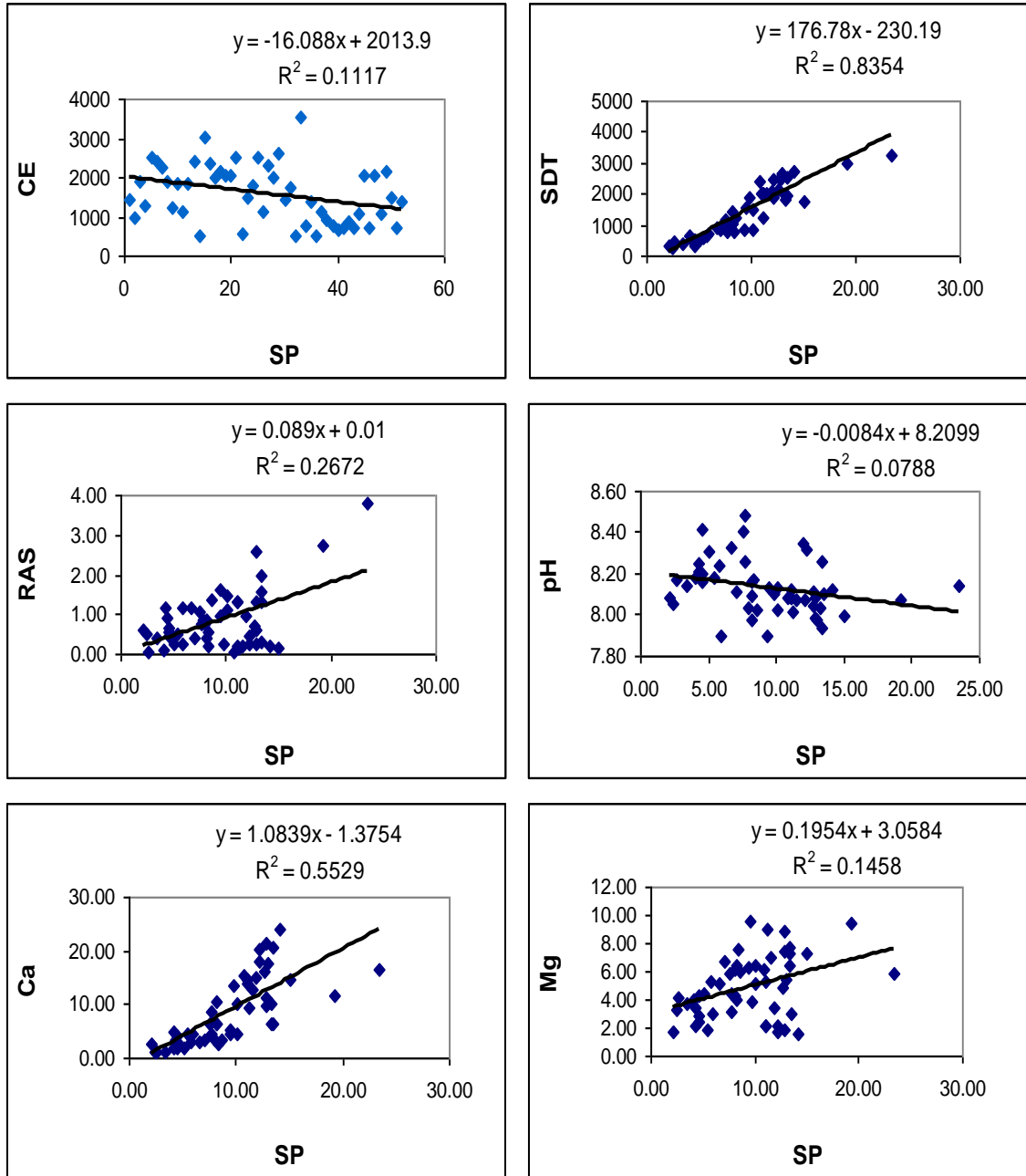


Figura A25. Relaciones funcionales entre SP con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), RAS, pH, Ca²⁺ y Mg²⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

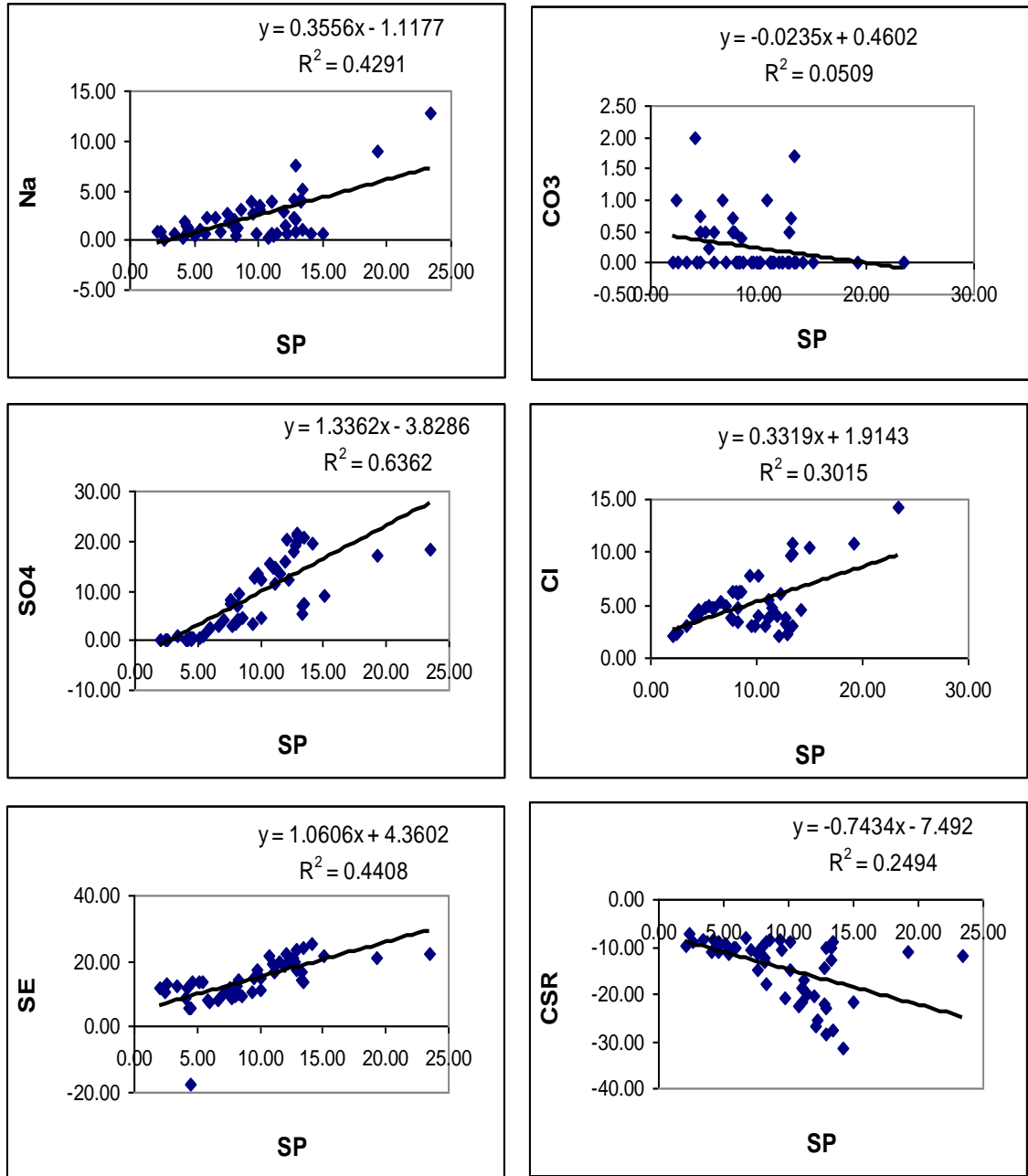


Figura A26. Relaciones funcionales entre SP con respecto a Na^+ , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} (iones meq L^{-1}), Cl^- , SE y CSR para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

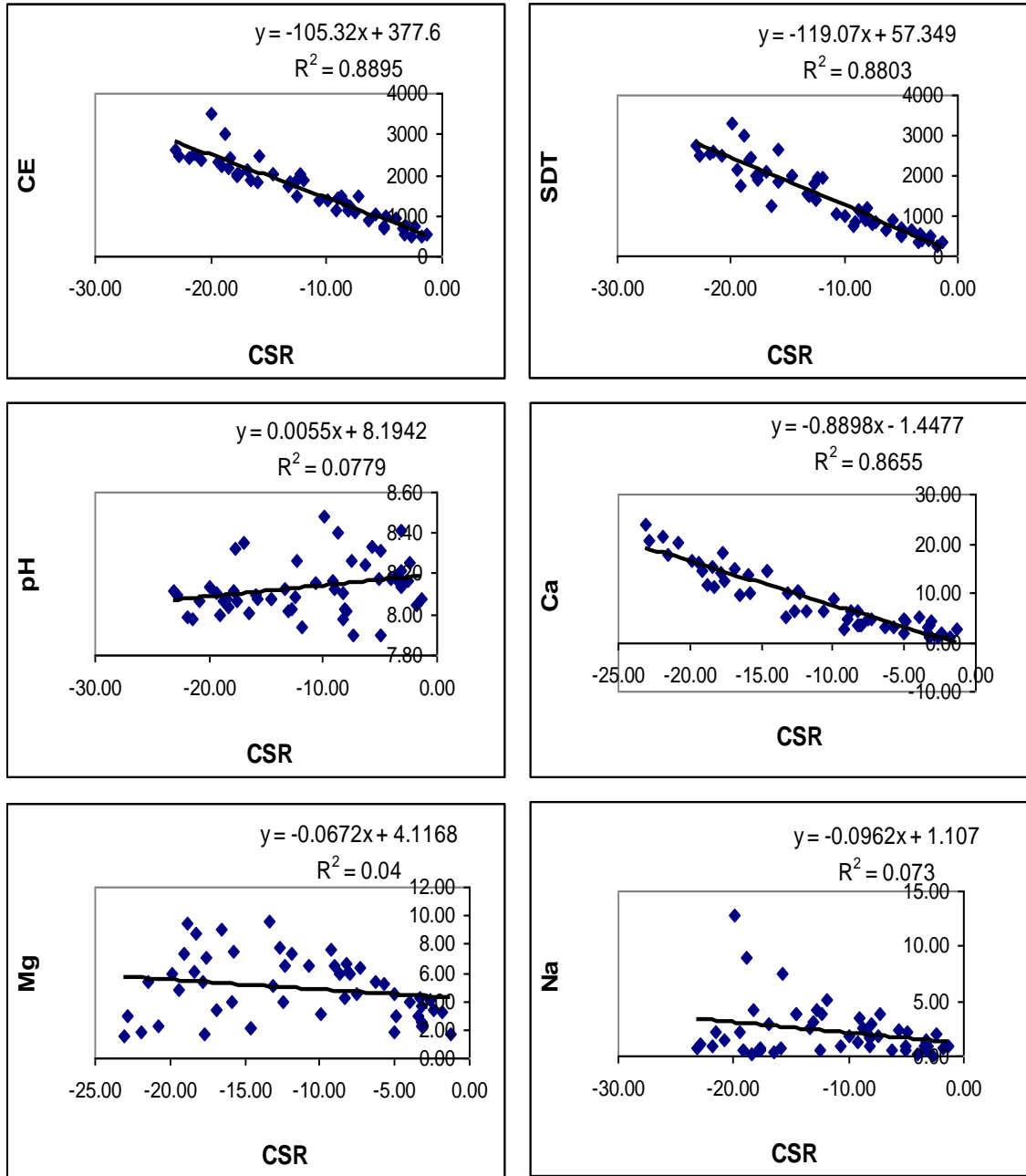


Figura A27. Relaciones funcionales entre CSR con respecto a CE (dS m⁻¹), SDT (ppm), pH, Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ (iones meq L⁻¹) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

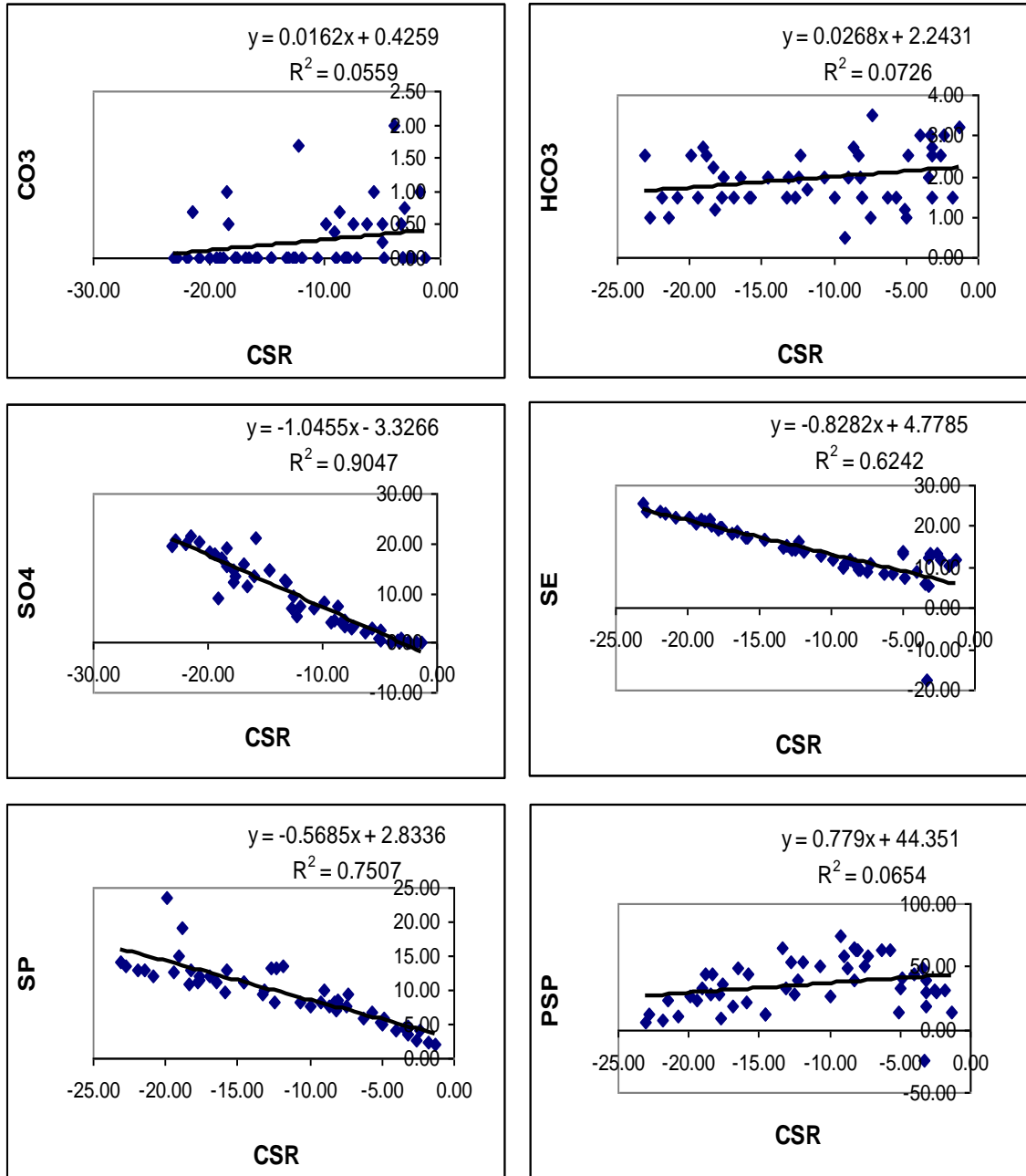


Figura A28. Relaciones funcionales entre el CSR con respecto a CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} (iones meq L^{-1}), SE, SP y PSP para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

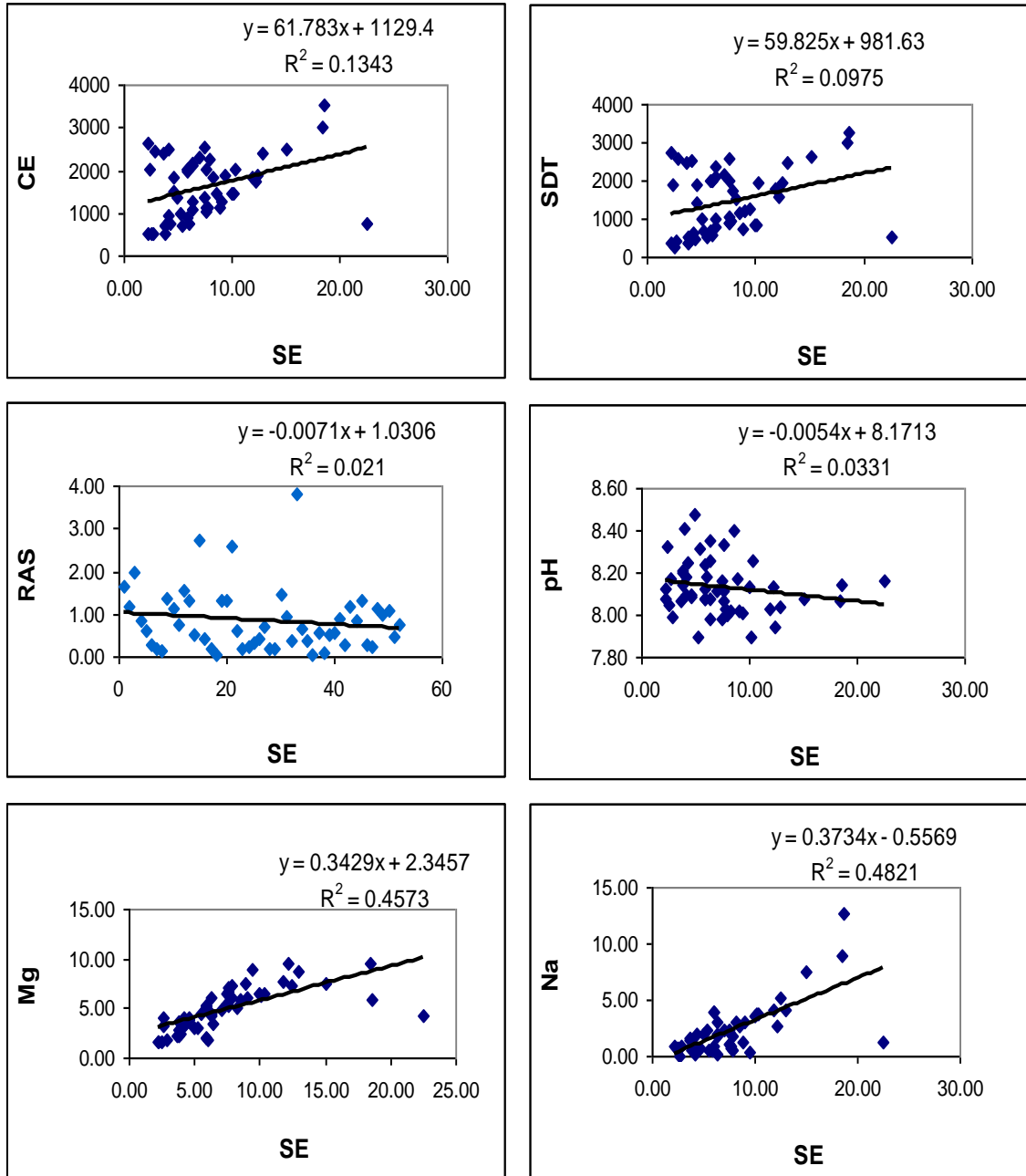


Figura A29. Relaciones funcionales entre SE con respecto a CE (dS m^{-1}), SDT (ppm), RAS, pH, Mg^{2+} y Na^+ (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

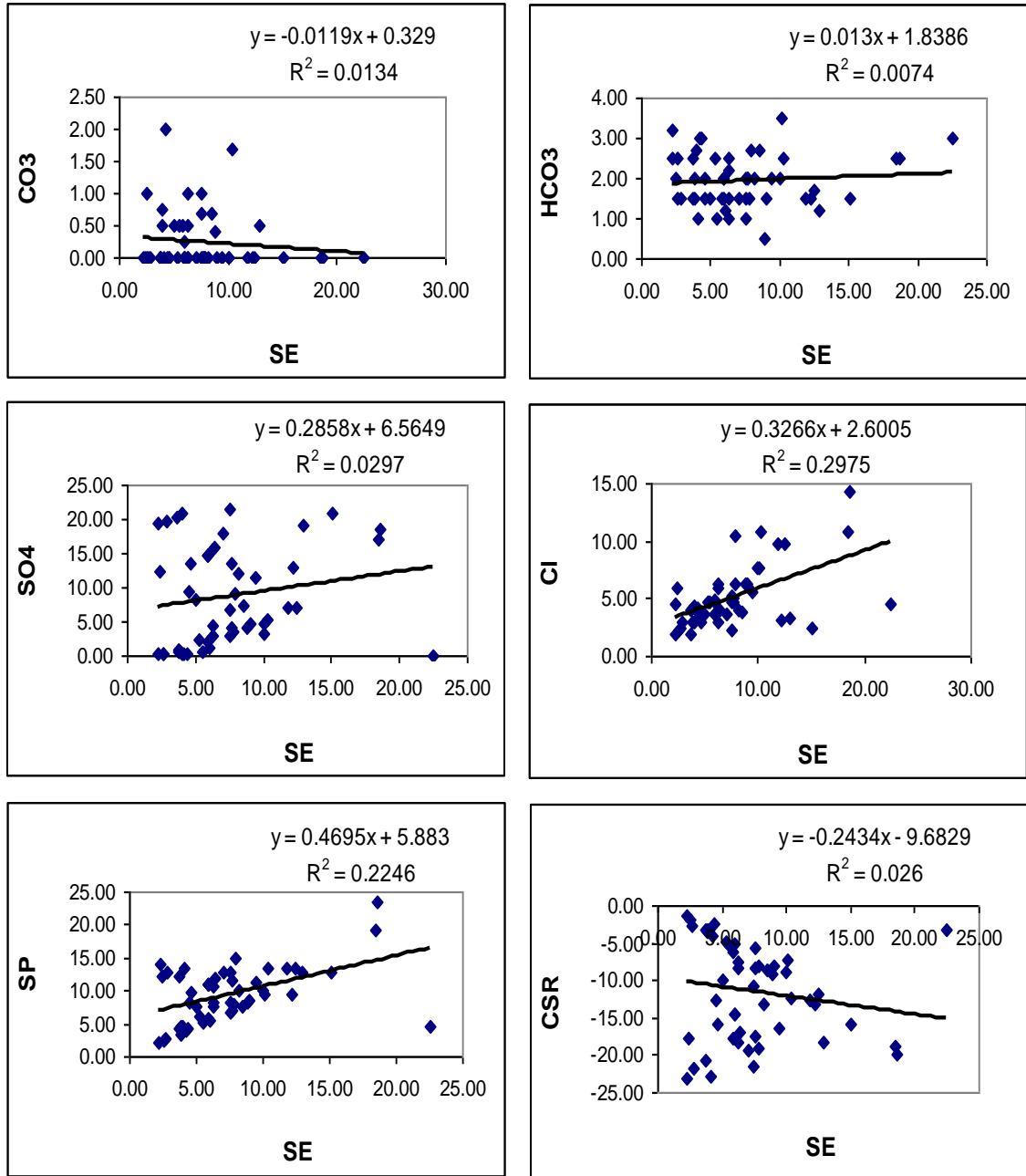


Figura A30. Relaciones funcionales entre SE con respecto a CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} (iones meq L^{-1}), Cl^- , SP y CSR para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

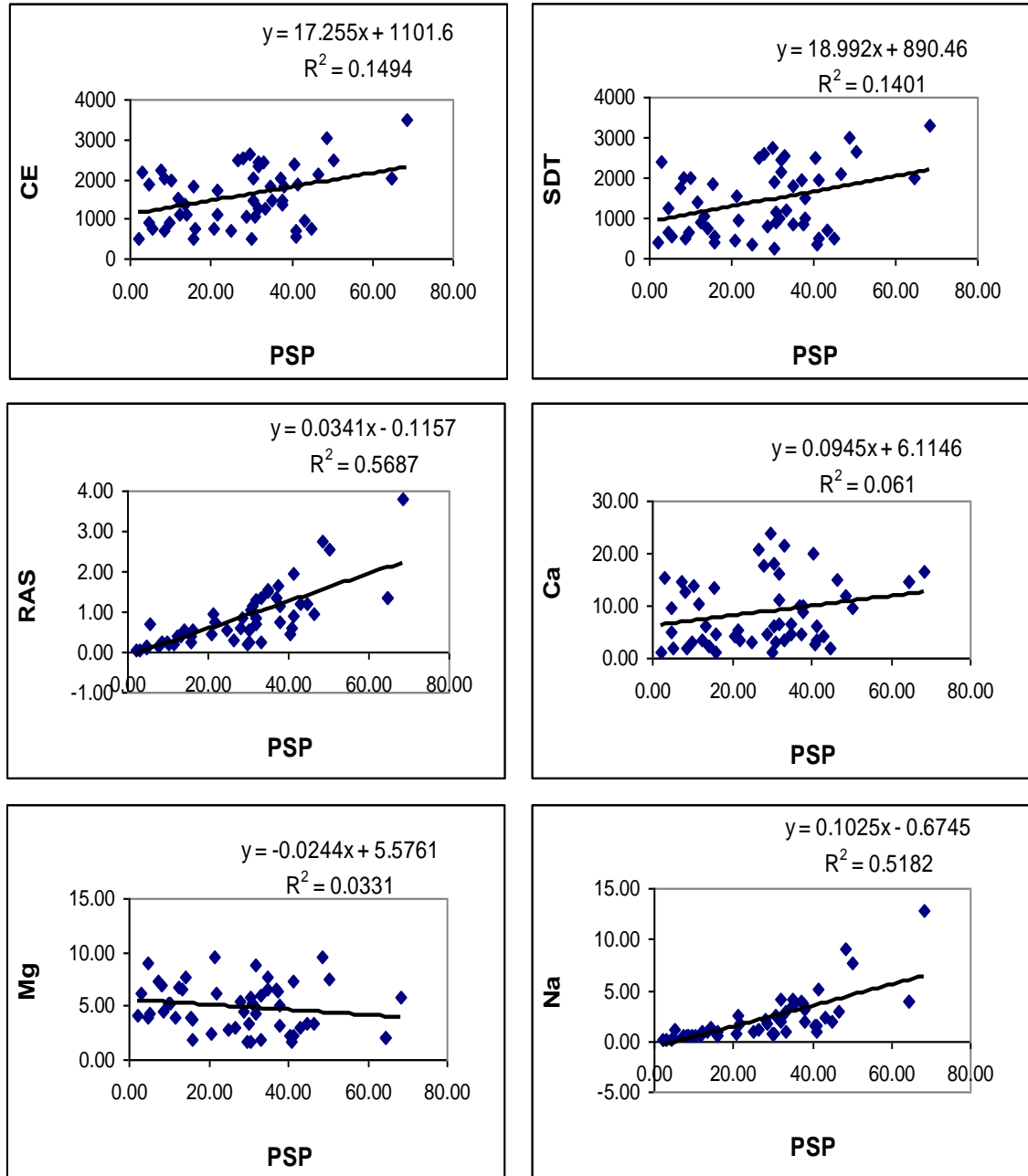


Figura A31. Relaciones funcionales entre PSP con respecto a CE (dS m^{-1}), SDT (ppm), RAS, Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ (iones meq L^{-1}) para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

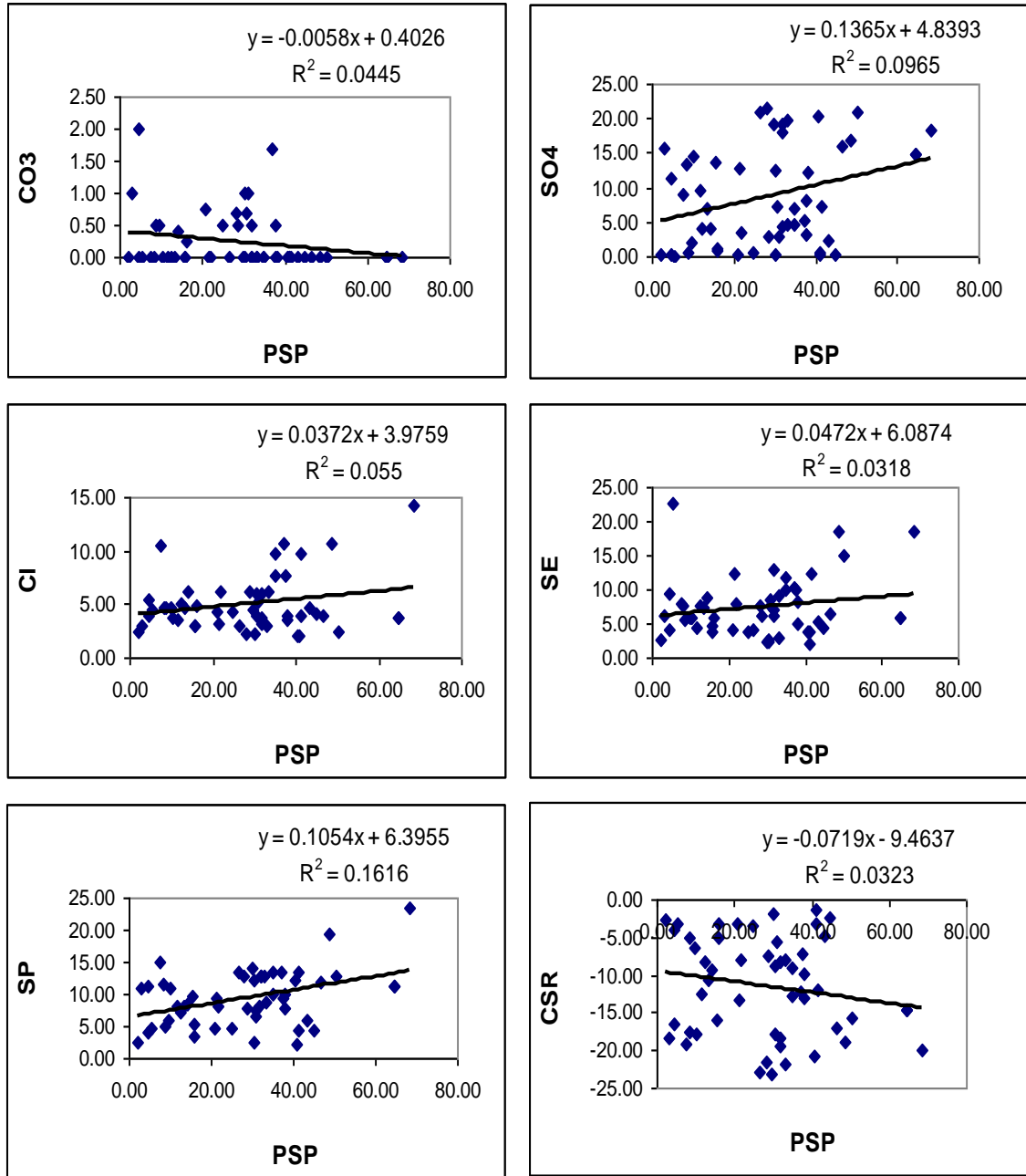


Figura A32. Relaciones funcionales entre PSP con respecto a CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- (iones meq L^{-1}), SE, SP y CSR para agua de bombeo del Valle de Navidad, N. L.

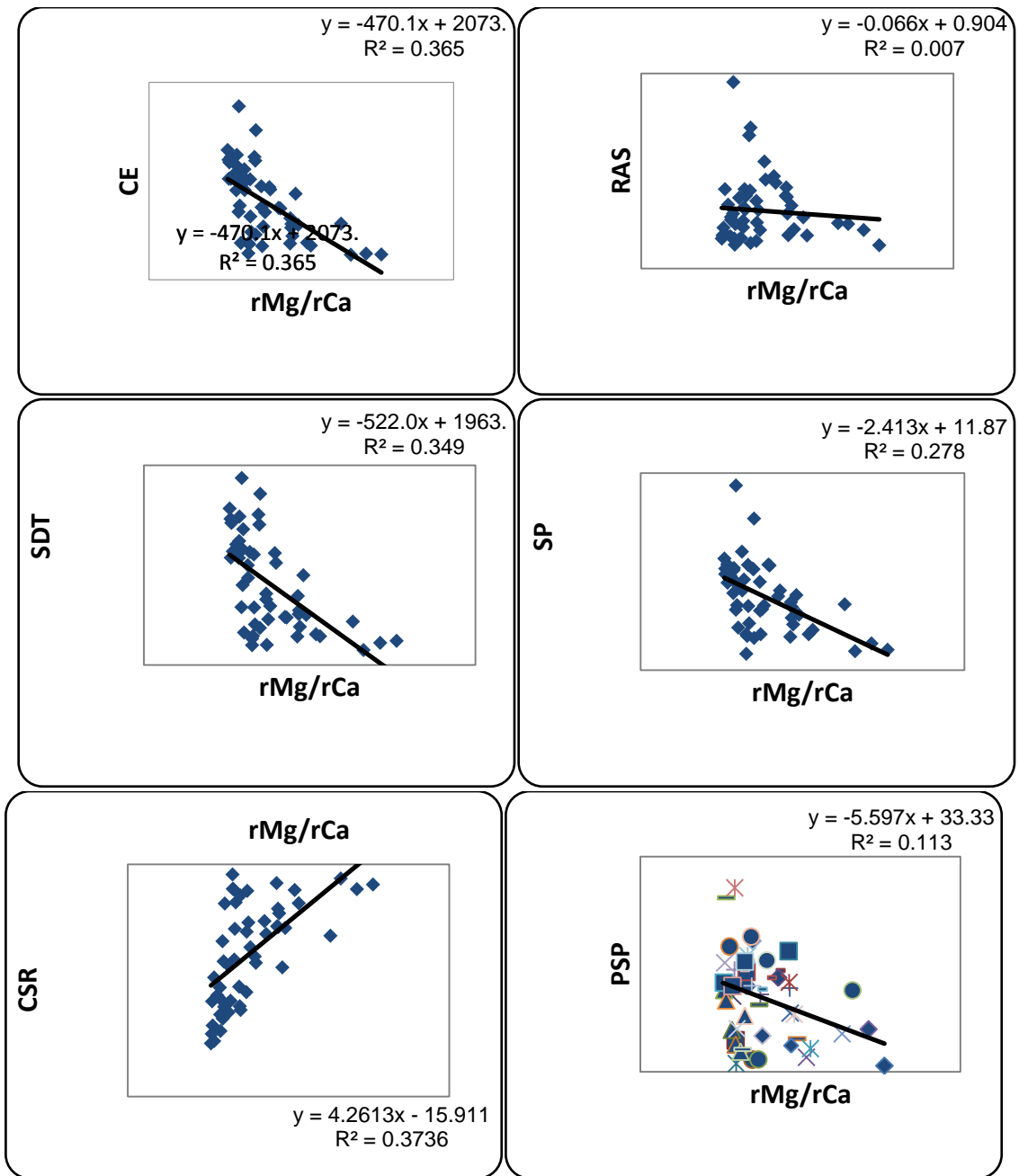


Figura A33. Relaciones funcionales entre la relación iónica rMg/rCa con respecto a CE ($dS m^{-1}$), RAS, SDT (ppm), así como los indicadores Salinidad Potencial, Carbonato de Sodio Residual y Porcentaje de Sodio Posible, para agua de bombeo en Valle de Navidad, N. L.

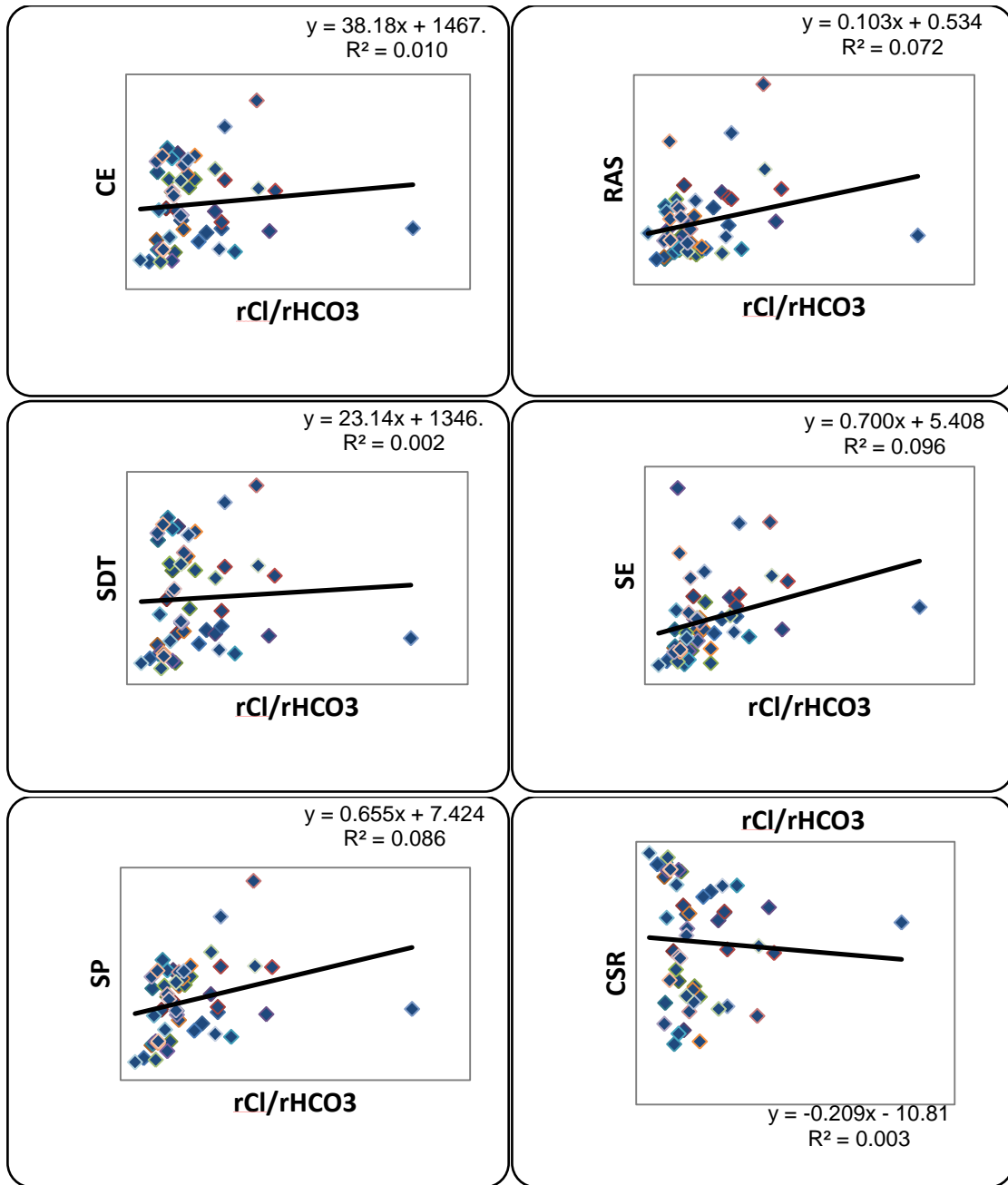


Figura A34. Relaciones funcionales entre la relación iónica $rCl/rHCO_3$ con respecto a CE ($dS\ m^{-1}$), RAS, SDT (ppm), así como los indicadores Salinidad Efectiva, Salinidad Potencial, y Carbonato de Sodio Residual, para agua de bombeo en Valle de Navidad, N. L.

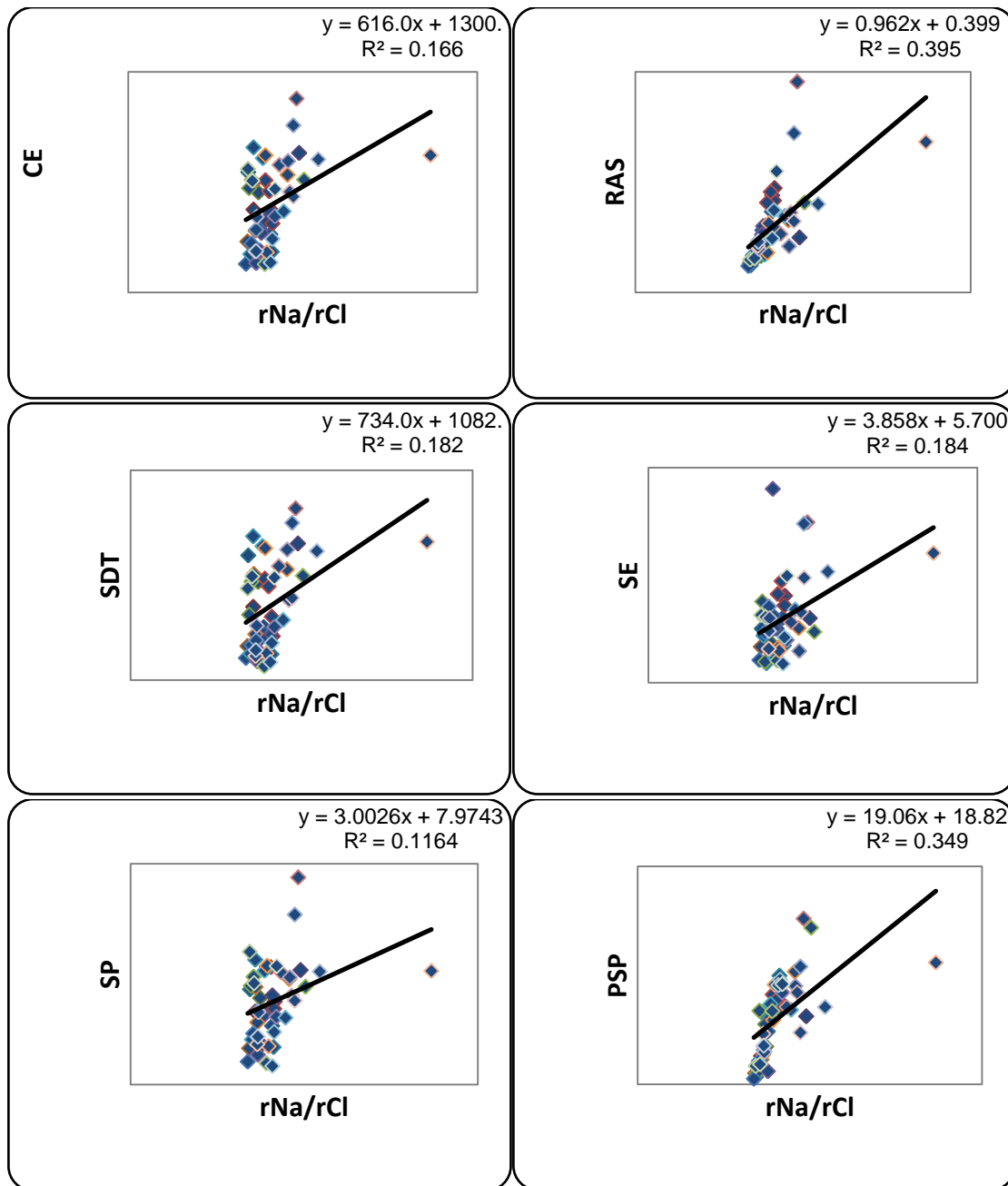


Figura A35. Relaciones funcionales entre la relación iónica rNa/rCl con respecto a CE ($dS\ m^{-1}$), RAS, SDT (ppm), así como indicadores Salinidad Efectiva, Salinidad Potencial y Porcentaje de Sodio Posible, para agua de bombeo en Valle de Navidad, N. L.