



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
"ZARAGOZA"**

**BORO, FÓSFORO E ÍNDICES DE SALINIDAD EN LAS AGUAS
RESIDUALES PARA RIEGO AGRÍCOLA EN EL VALLE DEL
MEZQUITAL, HIDALGO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGO

P R E S E N T A N:

MARÍA DE JESÚS SOFÍA CÍNTORA GARCÍA

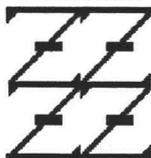
E

YGOR MANUEL ORTEGA MIKOLAEV

Director de tesis

M. en C. RAMIRO RÍOS GÓMEZ

**U N A M
FES
ZARAGOZA**



**LO HUMANO ES
DE NUESTRA REFLEXIÓN**

MÉXICO, D. F. ENERO DE 2005.

m345412



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por habernos permitido realizar nuestros estudios.

Al Colegio de Postgraduados por las facilidades brindadas durante la realización de esta tesis.

Al Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar con todo respeto por sus enseñanzas, paciencia y tiempo brindados en el desarrollo de esta tesis,

Al M. en C. Ramiro Ríos Gómez por su guía, dirección e interés mostrado en la elaboración de esta tesis.

Al Sr. Bibiano Ramírez Vega y a la Sra. Elvia Amalia Sosa Galán por su apreciable y desinteresada ayuda.

A nuestros profesores por habernos compartido sus conocimientos.

Al Sr. Fidel Rafael Elizalde Juárez por el apoyo otorgado en la realización de este trabajo.

A todas las personas que nos dieron una palabra de aliento.

DEDICATORIA.

A nuestros padres.

Sr. Héctor Manuel Ortega Escobar
Sra. Nadhiezza Yakoblevna Mikolaeva de Ortega

Por su apoyo, colaboración y por todo el cariño
Que me han brindado

A mi hermana

Oksana Ortega Mikolaeva

Con cariño

A Sofia Cíntora García

Por su desinteresada amistad, apoyo moral y las
Experiencias compartidas durante la realización
De este trabajo.

A mis amigos.

Elías Cano, Fernando Guzmán, Francisco Ortega,
Marco A. Carrillo, Carlos Aguirre.

Por los nexos de amistad que nos unen.

Sr. Salvador Cíntora Ortíz
A la memoria de la Sra. Sofia García
de Cíntora

Con todo reconocimiento, respeto y
amor mi eterna gratitud de quienes
recibí el ser, comprensión y apoyo.

A mi amigo

Ygor Manuel Ortega Mikolaev

Por su invaluable amistad, cariño,
apoyo moral, comprensión y los
agradables momentos compartidos
durante el desarrollo de esta tesis.

ÍNDICE.

ÍNDICE DE CUADROS	
ÍNDICE DE FIGURAS	
I RESUMEN	1
II INTRODUCCIÓN	2
III REVISIÓN DE LITERATURA	5
3.1 Geoquímica de los elementos y sus compuestos que participan en las soluciones acuosas de los suelos y de las aguas superficiales	
3.2 Solubilidad de las sales nocivas en el agua.	
3.3 Calidad de las aguas para riego.	
3.4 Peligro de salinización de los suelos.	
3.5 Peligro de sodificación de los suelos.	
3.6 Problemas de infiltración en los suelos agrícolas bajo riego.	
3.7 Efecto de la concentración de los iones bicarbonatos HCO_3^- y carbonato CO_3^{2-} en la calidad agronómica de las aguas para riego.	
3.8 El índice de salinidad efectiva.	
3.9 El índice de salinidad potencial.	
IV PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	36
V JUSTIFICACIÓN	37
VI HIPÓTESIS DE TRABAJO	38
VII OBJETIVOS	38
VIII MATERIAL Y MÉTODOS.	39
8.1 Descripción geográfica de la zona de estudio.	
IX RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
9.1 Concentración Total de Sólidos Disueltos (TSS).	
9.2 Distribución de aniones y cationes en las aguas residuales.	
9.3 El "Índice" Relación Adsorción de Sodio (RAS).	
9.4 Cambios en la conductividad hidráulica de los suelos y en la velocidad de infiltración de las aguas de riego.	
9.5 Índices de clasificación: Carbonato de Sodio Residual, Salinidad Efectiva y Salinidad Potencial.	
9.6 Contenido de Boro.	
9.7 Contenido de Fósforo PO_4^{3-} .	
X CONCLUSIONES.	101
XI RECOMENDACIONES.	102
XII REFERENCIAS.	103

ÍNDICE DE CUADROS.

Cuadro		Pág.
1	Procedimiento para calcular el pH teórico calculado de las aguas de riego.	26
2	Concentración de calcio (Ca°) en el agua del suelo, contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{+2}$ y conductividad del agua de riego (C.E.).	27
3	Directrices para interpretar la calidad de las aguas para el riego.	29
4	Clasificación de las aguas para riego de acuerdo con el "índice" salinidad efectiva.	33
5	Clasificación de las aguas para riego de acuerdo con el "índice" salinidad potencial.	34
6	Métodos analíticos utilizados para determinar los diferentes parámetros de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	44
7	Porcentajes permisibles de diferencia en los resultados analíticos.	47
8	Composición iónica de las aguas residuales de la Red Hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	53
9	Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	55
10	Relación entre la conductividad eléctrica calculada y la conductividad eléctrica medida	58
11	Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos (Gorbunov, 1967).	71
12	Clasificación de las aguas residuales de acuerdo con diferentes formulaciones de RAS	78
13	Clasificación de las aguas estudiadas de acuerdo con los valores de la salinidad efectiva, salinidad potencial y carbonato de sodio residual en la red hidrográfica Zumpango- Ixmiquilpan-Zimapán.	93
14	Fósforo consumido por diferentes cultivos regados con aguas residuales de tipo secundario (Hook <i>et al.</i> , 1973; citado por Dinauer, 1980)	99

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura		Pág.
1	Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	43
2	Composición iónica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango- Ixmiquilpan-Zimapán.	51
3	Relación entre la concentración de sólidos totales (ppm) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), en las aguas de riego residuales, de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	52
4	Relación entre la concentración de cationes y la conductividad eléctrica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	60
5	Relación entre la concentración de aniones y la conductividad eléctrica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	61
6	Distribución de frecuencias de las aguas residuales con respecto a la conductividad eléctrica, de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	62
7	Distribución de frecuencias de las aguas residuales con respecto al residuo seco evaporado (ppm), de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	63
8	Diagrama de la clasificación de las aguas para riego.	79
9	Diagrama de la clasificación de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. $\text{RAS}_{\text{original}}$ -C.E.	80
10	Diagrama de la clasificación de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. $\text{RAS}_{\text{ajustado}}$ -C.E.	81
11	Diagrama de la clasificación de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. $\text{RAS}_{\text{corregido}}$ -C.E.	82
12	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio. (Rhoades 1977 y Oster Schroer 1979). $\text{RAS}_{\text{original}}$.	88
13	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (Rhoades 1977, Oster y Schroer 1979). $\text{RAS}_{\text{ajustado}}$.	89
14	Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio (Rhoades 1977, Oster y Schroer 1979). $\text{RAS}_{\text{corregido}}$.	90
15	Distribución de los contenidos de boro (B), en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	97
16	Distribución de los contenidos de fosfatos (PO_4^{-3}), en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.	100

I. RESUMEN.

De todas las actividades económicas que realiza el ser humano, la agricultura bajo riego es la que más agua utiliza con un 78% del volumen total estimado en 72 mil millones de m³, entre las fuentes de agua utilizadas figuran: las superficiales y subterráneas. Día con día la calidad de ambas fuentes se ve afectada negativamente por todo tipo de residuos orgánicos y minerales, sólidos, líquidos y gaseosos que son generados por otras actividades económicas y vertidos directamente al suelo, agua y atmósfera. Sin embargo de manera voluntaria una gran cantidad de productos químicos son utilizados directamente como una medida de conservación de la fertilidad del suelo o bien son aplicadas para el control de malezas, plagas, enfermedades o depredadores de las especies cultivadas. Sea cual fuera el origen y forma de manejo todo estos contaminantes en algún momento degradan la calidad de las fuentes de agua y de las soluciones del suelo.

El problema de degradación del recurso agua y dicho sea de paso del resto de los recursos naturales que intervienen en el proceso de producción de alimentos va en aumento, de tal suerte que es importante estudiar y comprender como las concentraciones, formas químicas, movilidad y el impacto de cada uno de estos contaminantes tiene en el ambiente.

En este estudio se evalúa la calidad del agua residual proveniente de la zona metropolitana de la Ciudad de México que es utilizada para el riego agrícola a lo largo del transecto Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, para ello se tomaron 3 muestras simples en cada una de las 100 estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de la red hidrográfica antes señalada.

Los parámetros evaluados definen la calidad del agua para riego a través de los índices Conductividad Eléctrica (C.E.), Relación de Adsorción de Sodio (R.A.S.), Salinidad Efectiva (S. E.), Salinidad Potencial (S. P.), Carbonato de Sodio Residual (C.S.R.), o bien de manera directa a través de la concentración del elemento tóxico como el boro. Así mismo se cuantificó el aporte del fósforo con el fin de conocer el efecto benéfico que al respecto tienen éstas aguas.

Se encontró que las aguas son bicarbonatadas y sódicas de concentración media a alta, así el 87 % son del tipo C₃-S₂ y C₃-S₃ y su uso conduce a problemas de destrucción de coloides e infiltración del agua. Por su contenido en C.S.R., S.E., S.P. del 70 % al 80 % de las muestras esta como no recomendable o bien condicionada para su utilización para el riego agrícola en la zona. Con base en lo anterior se recomienda hacer un monitoreo permanente de la calidad de esta agua, así como tener un control sobre las láminas de riego que deben ser aplicadas a fin de prevenir la degradación de los suelos y los productos que en él se obtienen.

Con relación al boro, el 74 % de la muestras de agua son potencialmente tóxicas para los cultivos moderadamente sensibles y sensibles, finalmente éstas aguas contribuyen de manera importante a mantener la fertilidad del suelo a través del aporte de fósforo.

II. INTRODUCCIÓN

Actualmente, se estima que de los 72 000 millones de metros cúbicos de agua que se utilizan en el país, el 78% se destina a la agricultura de riego, calculada en más de seis millones de hectáreas que se subdividen a su vez en 84 distritos y en 39 500 unidades de riego. Los distritos de Riego 088 Chiconautla, Estado de México, 03 Tula y 100 Alfajayucan, en el estado de Hidalgo, se riegan con aguas residuales urbano-industriales de la Ciudad de México. Estas aguas residuales se utilizan para el riego en el valle del Mezquital prácticamente sin ningún tratamiento. Sin embargo se debe indicar que en algunas circunstancias, como la existencia de plantas de tratamiento, las aguas residuales de origen urbano-industrial antes de verse a los canales de conducción y por consiguiente destinarse al riego de cultivos agrícolas, se tratan en diferentes lagunas de estabilización (Jairo, 1999).

La agricultura de riego depende de la cantidad y calidad de agua disponible. En los últimos lustros se le ha dado mucha importancia a la calidad del agua para riego debido a que en la actualidad, en la práctica agrícola se utilizan aguas subterráneas, aguas superficiales (ríos, lagos, lagunas) y manantiales de la más variada composición química. Las aguas de los ríos en general, se retienen en diferentes embalses, para después ser utilizadas en las zonas agrícolas bajo riego.

Se ha hecho un uso intensivo para el riego de prácticamente todas las aguas de buena calidad, lo anterior porque, la necesidad de agua para el riego de nuevas áreas agrícolas ha estado aumentando en los últimos años, por este motivo, se ha hecho necesario recurrir a fuentes de agua de menor calidad. Es oportuno señalar, que las aguas de uso urbano-

industrial en el país se vierten a los cauces naturales con poco o nulo tratamiento, o bien son utilizadas en los campos agrícolas que se ubican en la periferia de las grandes ciudades (Quadri1989).

Para determinar la factibilidad del uso de determinada agua de riego, es necesario que se tomen en cuenta los siguientes factores: **a.** Composición química, **b.** Las particularidades de los cultivos agrícolas, **c.** El clima de la zona agrícola bajo riego, **d.** Las propiedades físicas y químicas de los suelos y **e.** Los métodos agronómicos que se utilizan en la explotación de los diferentes cultivos agrícolas (Kovda *et al.*, 1967; Oster y Rhoades, 1986). La interdependencia de estos cinco factores, determina la posibilidad de uso de una fuente de agua para el riego de los cultivos agrícolas.

La calidad del agua de riego puede variar significativamente según el tipo y cantidad de sales disueltas. Las sales se encuentran en concentraciones relativamente pequeñas pero significativas y por lo general tienen su origen en la disolución e intemperización de las rocas de la corteza terrestre, además de la disolución lenta de calizas, de yeso y de otros minerales. Los diferentes tipos de sales se transportan disueltas en el agua y son depositadas en los suelos de zonas bajas y aquellas bajo riego. A medida que el agua se evapora o es absorbida por los cultivos agrícolas las sales se acumulan en los espesores de los suelos (Bernstein y Francois, 1973).

Los problemas que se presentan durante el uso de aguas para riego de diferente calidad son por consiguiente los siguientes: **a.** Salinidad **b.** Problemas de infiltración, **c.** Toxicidad de iones específicos, como el boro, cloro o sodio **d.** Exceso de nutrimentos como nitratos y fosfatos (Ramalho, 1998), y en el caso particular de las aguas urbano-industriales de la

Ciudad de México que riegan el Valle del Mezquital, un problema adicional son los metales pesados (plomo, zinc, cadmio, mercurio, entre otros).

En virtud de que para el riego de los cultivos agrícolas se utilizan aguas de diferente calidad, es necesario considerar distintos índices como RAS, C.E. y salinidad efectiva o potencial para su clasificación, que por sus características serán diferentes de aquellos índices que se utilizan con fines geoquímicos, de uso industrial y de sanidad pública.

En la actualidad no es posible proponer una clasificación única de aguas para riego, que incluya una serie de índices y que pueda utilizarse como universal en cualquier tipo de condiciones de los suelos agrícolas. Como ejemplo particular de evaluación de la calidad del agua de riego se han considerado las aguas de origen urbano industrial de la Ciudad de México que irrigan alrededor de 90 000 ha en el Valle del Mezquital. Por este motivo en el presente trabajo, se hizo un análisis comparativo entre los índices de clasificación y se señala a su vez como estos se utilizan en la práctica agrícola con la finalidad de establecer límites umbrales o establecidos por normas oficiales para el uso de éstas aguas.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

La diversidad de concentraciones iónicas en las aguas superficiales se debe a los contenidos mineralógicos de las rocas que atraviesan durante su escurrimiento hacia las depresiones oceánicas (Kovda *et al.*, 1967) durante este transcurso, las aguas superficiales pasan por diferentes formaciones geológicas y debido a los procesos de intemperismo de las rocas, las soluciones acuosas se enriquecen con diferentes elementos químicos. Sin embargo, se debe señalar también que, cuando los diferentes compuestos salinos presentes en los suelos y en las aguas superficiales alcanzan concentraciones límite se precipitan. Como por ejemplo sales de carbonato, bicarbonato o sales de sulfato entre otras (Bower y Wilcox, 1965). Así, los procesos de disolución y de precipitación reducen la concentración y composición de las aguas superficiales.

La presente revisión bibliográfica esta orientada a analizar el origen de los elementos que forman las sales disueltas en las aguas superficiales; así mismo, persigue establecer los fundamentos de los distintos índices de clasificación de las aguas para riego, tanto superficiales como subterráneas.

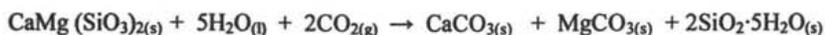
3.1. *Geoquímica de los elementos y sus compuestos que participan en las soluciones acuosas de los suelos y de las aguas superficiales.*

Los elementos que participan en las soluciones de aguas superficiales, freáticas, acuíferos, marinas y de los suelos, son: calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), oxígeno (O), cloro (Cl), azufre (S), carbono (C), nitrógeno (N), boro (B), y otros (Huez, 1985). En el caso particular de las aguas urbano-industriales de la ciudad de México se deben mencionar los metales pesados (plomo, zinc, cadmio) como se indicó anteriormente.

Calcio (Ca).

En la corteza terrestre se tiene un 3.2% de calcio. Es uno de los elementos ampliamente difundidos durante la cristalización de la magma, está en la composición de las rocas básicas y en menor cantidad en rocas ácidas. El contenido del calcio en los basaltos alcanza un 6.40% y en los granitos disminuyen hasta 1.55%. El calcio se encuentra en la composición de las augitas, anfíboles, anortitas y de las plagioclasas (Kovda *et al.* 1967; (Szabolcs, 1989).

El intemperismo de los silicatos de calcio ocurre de la siguiente manera:



El intemperismo de los aluminosilicatos que contienen calcio ocurre de acuerdo con el siguiente esquema:



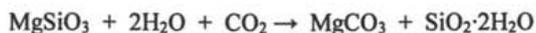
El CaCO_3 que se ha formado durante el intemperismo de los minerales que contienen calcio, en presencia de CO_2 , pasa a una forma más soluble como el bicarbonato de calcio $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

Las sales solubles de calcio: $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, CaCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, se acumulan en las aguas naturales: superficiales, freáticas y de los suelos y con el flujo de éstas ingresan a las depresiones internas, mares y océanos. Una parte del calcio, como resultado de la evaporación de las soluciones y de las reacciones de intercambio se precipitan, formando: calcita (CaCO_3), yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhidrita (CaSO_4), gaylusita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$),

y dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ y otras que entran en la composición de las rocas sedimentarias, marinas y en la composición de los suelos.

Magnesio (Mg).

El contenido de magnesio en la corteza terrestre es igual a 2.07%. Así como el calcio está contenido en grandes cantidades en el magma. Se encuentra mucho en las rocas básicas y ultrabásicas. En el basalto su contenido es igual a 3.77%, en los piroxenos el contenido de este elemento alcanza 10.9%. En las rocas de magma ácida su contenido es menor que el del calcio. Durante el intemperismo de los silicatos magnésicos se forma carbonato de magnesio.



Durante el intemperismo de los feldespatos, en condiciones de una reacción alcalina se forma montmorillonita, hidromicas y otros minerales arcillosos. Las sales MgSO_4 y MgCl_2 son muy solubles en el agua, el $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ es menos soluble y el MgCO_3 es débilmente soluble. Las sales de magnesio que se solubilizan en las aguas superficiales, freáticas y de los suelos, participan en los grandes ciclos de migración en la corteza terrestre (Huez, 1985). En las rocas sedimentarias y en los suelos, el magnesio se acumula en forma de minerales salinos: magnesita $\text{MgCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, epsomita $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, kieserita $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, astrakanita $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, carnalita $\text{KClMgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, kainita $\text{KClMgSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ y otras (Kovda *et al.*, 1967).

Sodio (Na)

Su contenido en la corteza terrestre es de 2.35%. En las rocas de la magma alcalina el contenido de Na + K es de 15-20%, y en los basaltos se encuentra en 2.31%. Se encuentra

en la albita, plagioclasas, leicita, nefelino y en los minerales que contienen cloro como: sodolita y nosean.

El intemperismo de los aluminosilicatos que contienen sodio ocurre de acuerdo con el siguiente esquema:



Los Na_2CO_3 y NaHCO_3 que se han formado pueden reaccionar con los ácidos y sales, formando NaCl , Na_2SO_4 , NaNO_3 y Na_2SiO_3 . Durante el intemperismo de minerales que contienen cloro, el sodio se presenta como Na_2SO_4 (Szabolcs, 1989).

Las sales de sodio se encuentran en grandes cantidades en las aguas freáticas de las regiones semidesérticas y desérticas. La mineralización de las aguas freáticas en las zonas áridas varía de 1-2 hasta 100-200 g L⁻¹. Además cuando las concentraciones son muy altas en la composición de sales predominan el NaCl y Na_2SO_4 . Por otra parte, generalmente se acumula en los suelos sódicos y salinos. De tal forma que el ion se encuentra en la composición de los cationes adsorbidos (20-30-60% y más) (Szabolcs, 1989; Bingham *et al.*, 1979). Asimismo, una fracción del sodio adsorbido puede pasar a la solución del suelo donde reacciona con el CO_3^{2-} y HCO_3^- , para formar carbonato y bicarbonato de sodio.

Los suelos salinos contienen hasta 2.0-3.0% de sales de sodio, las costras salinas pueden contener hasta 10-20%. Los siguientes minerales de sodio son los más ampliamente distribuidos y se precipitan durante la evaporación de las aguas de los suelos, freáticas y superficiales: halita (NaCl), mirabilita (Na_2SO_4), salitre sódico (NaNO_3), termonatrita ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), Soda ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), trona ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{NaHCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), glauberita

($2\text{Na}_2\text{SO}_4\text{Na}_2\text{CO}_3$) y gaylusita ($\text{CaCO}_3\text{Na}_2\text{CO}_3\cdot 5\text{H}_2\text{O}$). (Antipov-Karataev, 1967., Szabolcs, 1989).

Potasio (K).

La corteza terrestre contiene 2.27% de potasio. Al igual que el sodio, se encuentra en la composición de las rocas ácidas y básicas. En las rocas ácidas se encuentra en mayor cantidad que el sodio, en las rocas básicas y alcalinas el contenido de este elemento es menor si se compara con el contenido de sodio. En los basaltos su contenido es de 1.26%. El potasio está en la composición de la ortoclasa, muscovita y como trazas se encuentra en las plagioclasas y en la albita.

En los procesos de intemperismo de los aluminosilicatos que contienen potasio las reacciones ocurren de acuerdo con la siguiente reacción:



Los carbonatos de potasio cuando interactúan con los ácidos y con las sales se transforman en cloruros, sulfatos y nitratos. En la hidrosfera, el potasio es de menor contenido que el sodio. Esto está relacionado con la resistencia al intemperismo de los minerales potásicos. En los suelos salinos y sódicos, el potasio adsorbido es considerablemente menor que el sodio debido a su bajo contenido en las aguas superficiales, freáticas y de los suelos (Richards, 1973).

Las sales minerales del potasio son: silvita (KCl), carnalita ($\text{KClMgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$), kainita ($\text{KClMgSO}_4\cdot 4\text{H}_2\text{O}$) y salitre potásico (KNO_3).

Cloro (Cl).

El contenido de cloro en la corteza terrestre es de 0.10%. En las rocas extrusivas es de 0.05% y en las rocas alcalinas es de 0.7%. La mayor cantidad se encuentra en la hidrosfera, alrededor de 60% de sus reservas totales.

La fuente principal de este elemento en las aguas oceánicas son emanaciones gaseosas primarias de los volcanes y la emanación secundaria de las lavas durante su enfriamiento. Una considerable cantidad ingresa a las depresiones oceánicas en forma de cloruros que han sido lixiviados de las rocas marinas saturadas con este ion o de la formación de éstos durante el intemperismo. En la corteza continental, una gran cantidad se encuentra en las rocas sedimentarias de origen marino y en las rocas continentales. Durante la evaporación de golfos pequeños y lagunas limítrofes al mar, los cloruros de sodio, potasio y magnesio, forman yacimientos de una gran potencia. En las aguas freáticas y de los suelos de las zonas áridas y de regiones sin escurrimientos se encuentran cantidades considerables de este ion.

Los minerales del cloro son: NaCl (halita), KCl (silvita), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (epsomita), $KClMgCl_2 \cdot 6H_2O$ (carnalita), $KClMgSO_4 \cdot 4H_2O$ (kainita) y cloruros de magnesio y calcio hidratados con una, dos o más, hasta doce moléculas de agua.

El Azufre (S).

En la corteza terrestre se contiene 0.06%. En las rocas cristalinas, la cantidad de azufre, en promedio 0.05% y en las sedimentarias, es de 0.22%. En las rocas eruptivas, se encuentra en forma de piritita (FeS_2), gayun ($3NaAlSiO_4$), ($3NaAlSiO_4Na_2SO_4$) y otros.

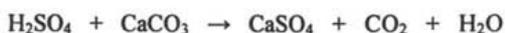
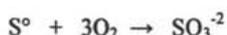
En las rocas sedimentarias predomina en forma de sales del ácido sulfúrico. Sus sales minerales son: yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhidrita (CaSO_4), kiserita (MgSO_4), mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), glauberita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot \text{CaSO}_4$), astrakanita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) y kainita ($\text{KClMgSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$).

En la hidrosfera se contiene 0.09%, una cantidad considerable se encuentra en el agua de los océanos. En particular existen muchos compuestos en las aguas de las lagunas y de los lagos salados. Muchos de éstos se encuentran en las aguas freáticas y en los suelos de las regiones áridas y semiáridas.

Es uno de los elementos importantes en la nutrición vegetal, ya que forma parte en la composición de las proteínas. Participando en el ciclo biológico, durante la descomposición de las proteínas se transforma en ácido sulfhídrico. El ácido sulfhídrico al combinarse con el oxígeno del aire se oxida y forma ácido sulfúrico, en estas condiciones participan bacterias oxidantes aeróbicas del ácido sulfhídrico. A su vez el azufre elemental que se ha formado en condiciones de reducción de sulfatos. En seguida este azufre elemental reacciona con algunas cantidades de oxígeno disuelto formando el ion sulfito, posteriormente, el ion sulfito se combina con el agua formando ácido sulfúrico. Aquellas cantidades de ácido sulfúrico formadas reaccionan con los carbonatos de los metales alcalino térreos originándose con esto las sales de los sulfatos correspondientes como sulfato de calcio CaSO_4 y sulfato de magnesio MgSO_4 (Szabolcs, 1989).

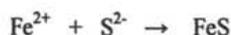
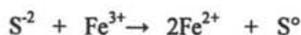
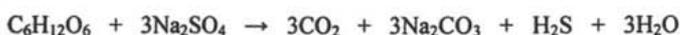
Estos procesos en condiciones de oxidación del ácido sulfhídrico hasta ácido sulfúrico y el proceso de reducción de sulfatos en condiciones anaeróbicas se presenta líneas abajo.

Oxidación del ácido sulfhídrico hasta ácido sulfúrico:



* La oxidación del tiosulfato ocurre como sigue: $\text{S}_2\text{O}_3 \rightarrow (\text{SO}_3)^{-2} + \text{S}^\circ$, $(\text{SO}_3)^{-2} \rightarrow (\text{SO}_4)^{-2}$
 $\text{S}^\circ \rightarrow (\text{SO}_3)^{-2} \rightarrow (\text{SO}_4)^{-2}$.

Reducción de sulfatos en condiciones anaeróbicas.



Cuando no hay suficiente oxígeno las formas oxidadas del azufre se reducen hasta sulfhídrico.

Carbono (C).

Los compuestos del carbono forman la parte más importante en las sustancias orgánicas.

Las sustancias orgánicas se forman en las plantas verdes durante el proceso de fotosíntesis, en donde el bióxido de carbono del aire y como resultado de la absorción de la energía luminosa del sol por la clorofila se une con el hidrógeno que se ha formado durante la descomposición del agua. El oxígeno se despidió hacia el aire. Durante la destrucción de las sustancias orgánicas por los microbios, así como durante la respiración el bióxido de carbono se forma y se despidió hacia el aire, aunque parcialmente se solubiliza en el agua, el CO_2 que se ha solubilizado en el agua se asimila por las raíces de las plantas participando en la formación de sustancias orgánicas.

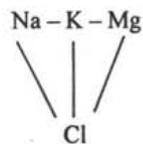
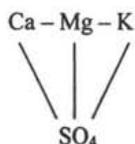
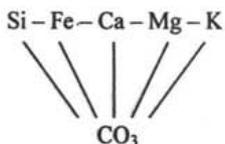
Bajo la acción de los microorganismos las sustancias orgánicas se transforman en humus. En las profundidades del planeta los compuestos del carbono forman yacimientos de carbón, petróleo y gas. En la corteza terrestre los compuestos del carbono están distribuidos en forma de carbonatos de calcio, que forman parte de las calizas y mármoles. Los carbonatos de calcio uniéndose con el magnesio forman las dolomitas $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Una gran cantidad de carbonatos, fundamentalmente de CaCO_3 y MgCO_3 están contenidos en las rocas sedimentarias (los loess contienen hasta 20-25%) (Kovda *et al.*, 1967; Huez, 1985). En las soluciones acuosas de los suelos sódicos y en los suelos que se han salinizado se encuentran carbonato y bicarbonato de sodio, carbonatos de calcio y de magnesio se solubilizan débilmente en el agua, los bicarbonatos de calcio y magnesio son más solubles en el agua.

Los minerales-sales que contienen carbono y que están ampliamente distribuidos son: calcita (CaCO_3), dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, magnesita (MgCO_3), soda (Na_2CO_3), potasa (K_2CO_3) y trona ($\text{Na}_2\text{CO}_3\text{NaHCO}_3\cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

3.2 Solubilidad de las sales nocivas en el agua.

Las sales solubles nocivas para las plantas que se encuentran en la capa intempérica del suelo y aguas superficiales freáticas son: los cloruros de Na, Ca y Mg, los sulfatos de Na y Mg, los carbonatos y los bicarbonatos de Na, Mg y Ca. En las rocas sedimentarias, capa del intemperismo y suelos, una gran parte de las sales se encuentra en forma cristalina y durante el humedecimiento, una parte de las sales pasa a la fase líquida. A medida que aumenta la temperatura, la solubilidad de unas sales aumenta (NaHCO_3 , K_2SO_4 , Na_2SO_4 , Na_2CO_3).

La secuencia de la precipitación de las sales de una solución policomponente, depende del grado de su solubilidad. Las débilmente solubles se precipitan en concentraciones bajas y las más solubles se precipitan en concentraciones muy altas. Una regularidad general de precipitación se expresa de la siguiente manera:



es decir, los cationes se precipitan secuencialmente de acuerdo con la serie: Si-Fe-Ca-Na-Mg-K y los aniones de acuerdo con la serie $\text{CO}_3\text{-SO}_4\text{-Cl}$.

Las regularidades de la precipitación de las sales se han estudiado ampliamente en las aguas de altos contenidos salinos. En primer lugar se precipitan los hidróxidos de silicio y hierro, después los carbonatos de calcio y de magnesio, más adelante el yeso y los sulfatos de magnesio, y por último cloruros de sodio, potasio y magnesio (Kovda *et al.*, 1967, Szabolcs, 1989).

En principio los iones calcio Ca^{2+} , magnesio Mg^{2+} , sodio Na^+ , potasio K^+ , carbonato CO_3^{-2} , bicarbonato HCO_3^- , cloruro Cl^- y sulfato SO_4^{-2} , son extraídos en sus orígenes de las mallas cristalinas de los minerales que conforman las rocas. De tal manera que, se puede señalar, que la concentración relativa de unos iones con respecto a otros dependerá de procesos específicos que se presentan en las soluciones de las aguas de riego (Ayers y Wescot, 1987).

3.3 Calidad de las Aguas para Riego.

La calidad del agua para riego está determinada por la concentración y la composición de los constituyentes disueltos que esta contenga (Doneen, 1975). Por lo tanto, la calidad del agua de riego es una consideración de uso agronómico y tienen un carácter importante para comprender como se pueden salinizar los suelos agrícolas y como se puede saturar el complejo de intercambio catiónico con sodio intercambiable (Ayers y Wescot, 1987).

En la actualidad, en muchas partes del mundo, así como en las áreas desérticas y semidesérticas de Estados Unidos de América, Asia Central, África, la India, Pakistán México y otros países, en donde las aguas subterráneas se pueden obtener con relativa facilidad, no siempre tienen la calidad adecuada para uso agrícola. De igual manera, donde se están utilizando aguas superficiales para riego, las calidades están causando problemas debido a las inadecuadas prácticas de manejo de los cultivos y a los distintos métodos de aplicación de las aguas de riego (Bernstein, y Francois, 1973).

Durante la evaluación del uso de una agua de riego en las actividades agrícolas es necesario tomar en cuenta para el suelo el riesgo de: 1. salinización, o bien de 2. incrementar las concentraciones de algunos de los siguientes iones: cloruro sodio, boro y/o carbonatos (Ayers y Wescot, 1987; Coras, 2000). Es importante señalar que los peligros de altas concentraciones de iones bicarbonatos y carbonatos; se deben analizar con respecto a las concentraciones de los iones calcio y magnesio (Eaton, 1950).

3.4 Peligro de salinización de los suelos.

El personal de laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de Norteamérica [Diagnostic and Rehabilitation of salinity and sodic soils], ha establecido las exigencias para las aguas

de riego a fin de prevenir la salinización de los suelos (Richards, 1973). La concentración total de sales solubles en las aguas de riego, para fines de diagnóstico y clasificación se pueden expresar en términos de conductividad eléctrica (C.E.). Casi todas las aguas para riego que se han usado por mucho tiempo tienen una conductividad eléctrica menor a 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Ocasionalmente se han usado aguas de mayor conductividad, pero las cosechas que se obtienen no han sido satisfactorias, excepto en muy raras ocasiones.

Con base en la conductividad eléctrica (CE) las aguas para riego se han distribuido en cuatro clases a saber:

Aguas de baja salinidad (C1): La CE es $< 250.0 \mu\text{S cm}^{-1}$, pueden usarse para riego en la mayor parte de los cultivos y en casi cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad. Se necesita algún lavado, pero este se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad.

Aguas de salinidad media (C2): La CE es $250 - 750.0 \mu\text{S cm}^{-1}$ pueden usarse siempre y cuando se tenga un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales.

Aguas altamente salinas (C3): $750 - 2250.0 \mu\text{S cm}^{-1}$, no pueden usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aún con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad, debiendo por lo tanto seleccionar únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a las sales.

Aguas muy altamente salinas (C4): Con CE $> 2250.0 \mu\text{S cm}^{-1}$, no es apropiada para riego bajo condiciones ordinarias, pero puede usarse ocasionalmente en circunstancias muy

especiales. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, debiendo aplicarse un exceso de agua para lograr un buen lavado, en este caso, se deben seleccionar cultivos altamente tolerantes a las sales.

3.5 Peligro de sodificación de los suelos.

La clasificación de las aguas de riego de acuerdo con los contenidos de sodio en las aguas de riego se ha hecho con la intención de prever el efecto del ion sodio sobre los sistemas coloidales de los suelos además de entender los problemas fisico-químicos que derivan de tener altas cantidades de sodio intercambiable en los suelos; ya que es conocido que los suelos que tienen altas cantidades de sodio intercambiable poseen un $\text{pH} > 8.4$, alta dispersión de los coloides orgánicos e inorgánicos y altos contenidos de carbonatos y bicarbonatos de sodio (Antipov-Karataev, 1967).

La subdivisión de las aguas de riego con respecto a la Relación de Adsorción de Sodio, (RAS) se basa primordialmente en el efecto que tiene el sodio intercambiable sobre las condiciones físicas de los suelos (Bower *et al.*, 1968). No obstante, las plantas sensibles a este elemento pueden sufrir daños a consecuencia de la acumulación del sodio en sus tejidos cuando los valores de sodio intercambiable son más bajos que los necesarios para afectar las condiciones físicas de los suelos.

Aguas bajas en sodio (S1): $\text{RAS} < 10$. Puede usarse para el riego en la mayoría de los suelos con pocas probabilidades de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. No obstante, los cultivos sensibles, como algunos frutales y aguacates pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.

Aguas medias en sodio (S2): RAS = 10.0 - 18.0. En suelos de textura fina el ion sodio representa un peligro considerable, más aún si dichos suelos poseen una alta capacidad de intercambio catiónico, especialmente bajo condiciones de lavado deficiente, a menos que el suelo contenga yeso. Estas aguas sólo pueden usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos de buena permeabilidad.

Aguas altas en sodio (S3): RAS = 18.0 - 26.0. Pueden producir niveles altos de sodio intercambiable en la mayor parte de los suelos, por lo que estos necesitan prácticas especiales de manejo, buen drenaje, fácil lavado e incorporaciones adicionales de materia orgánica. Los suelos yesíferos pueden no desarrollar niveles perjudiciales de sodio intercambiable cuando se riegan con este tipo de aguas.

Puede requerirse el uso de mejoradores químicos para sustituir al sodio intercambiable, sin embargo, tales mejoradores no serán económicos si se usan aguas de muy alta sodicidad (Ahmed *et al.*, 1979).

Aguas muy altas en sodio (S4): RAS >26. Esta agua es inadecuada para el riego de cultivos agrícolas, excepto cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo y la aplicación de yeso u otros mejoradores no hace antieconómico el empleo de esta clase de aguas.

Sobre las diferentes concentraciones de sales que contienen las distintas aguas que se utilizan en el riego agrícola y sobre los peligros de sodificación que pueden provocar estas, en general, se pueden mencionar las aguas cuya conductividad eléctrica es $< 750.0 \mu\text{S cm}^{-1}$ que son satisfactorias en cuanto a concentración de sales, aún cuando los cultivos sensibles

pueden ser afectados de manera adversa cuando se usan aguas cuya conductividad varíe entre 250.0 y 750.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Las aguas cuya conductividad eléctrica varía entre 750.0 y 2250.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ son comúnmente utilizadas, obteniéndose con ellas un crecimiento adecuado de las plantas, siempre y cuando se haga un buen manejo de los suelos y se cuente con drenaje eficiente, sin embargo, las condiciones de salinidad se presentarán si el lavado y el drenaje no son adecuados (Richards, 1973; Oster y Rhoades, 1986).

El empleo de aguas con conductividad eléctrica mayor de 2250.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ es una excepción y en pocas veces se tienen buenos resultados en la obtención de buenas cosechas.

Por otra parte se debe mencionar que, el riesgo de sodificación que implica el uso de una agua de riego, queda determinado por las concentraciones absoluta y relativa de los cationes (calcio, magnesio, sodio). Si la proporción de sodio es alta, será mayor el peligro de la sodificación y al contrario, si predomina el calcio y el magnesio, ésta es menor (Bower y Wilcox, 1965).

Adicionalmente se debe mencionar que, los constituyentes inorgánicos solubles en forma iónica de las aguas de riego reaccionan con los suelos, y los principales cationes son el calcio (Ca^{+2}), magnesio (Mg^{+2}), sodio (Na^{+}) y en pequeñas cantidades el potasio (K^{+}). Los aniones principales son los carbonatos (CO_3^{-2}), bicarbonatos (HCO_3^{-}), sulfatos (SO_4^{-2}) y cloruros (Cl^{-}) y en menor cantidad los nitratos (NO_3^{-}). En el caso particular de las aguas residuales el contenido de nitrato (NO_3^{-}) y de fosfato (PO_4^{-3}) es considerable (Castro *et al.*, 1971., Hernández y Durán, 1993).

Por último, se debe señalar que, la importancia de los constituyentes catiónicos como calcio, magnesio y sodio en agua de riego y su relación con las propiedades físicas y químicas del suelo, se reconoció mucho antes de que las reacciones de intercambio catiónico fueran bien comprendidas (Richards, 1973).

3.6 Problemas de infiltración en los suelos agrícolas bajo riego.

Un problema de infiltración en los suelos se presenta cuando el agua de riego no atraviesa la superficie del suelo a una velocidad lo suficientemente rápida, como para no permitir que se restituya el agua que se ha consumido por los cultivos agrícolas entre diferentes riegos.

Esta disminución en la velocidad de paso del agua a través del suelo se debe a modificaciones del medio poroso de los suelos (McNeal, 1968; McNeal *et al.*, 1968). Por lo general, las modificaciones del medio poroso de los suelos se deben a diferentes niveles de sodio intercambiable. Es decir, en forma directa, se deben a los altos contenidos de iones de sodio en las soluciones de los suelos y de las aguas de riego. Sobre el efecto de los diferentes tipos de aguas en las propiedades físicas de los suelos ya en 1921 Scofield y Headley en distintos resúmenes de resultados de varios experimentos que se llevaron a cabo para la recuperación de los suelos sódicos, llegaron a la conclusión que "... las aguas duras hacen tierras blandas y que las aguas blandas hacen tierras duras" (Richards, 1973).

Después de estos trabajos de investigación y a partir de una comprensión profunda de los procesos de intercambio catiónico en los suelos, se ha establecido que cuando los iones de calcio se encuentran adsorbidos en los suelos en cantidades suficientes, los suelos tienen condiciones favorables para el desarrollo de los cultivos agrícolas (Peterson, 1947). En cambio, cuando en los suelos se tiene en estado adsorbido alguna cantidad de sodio

intercambiable, los suelos presentan dispersión coloidal y mayor viscosidad. En estos casos, los suelos poseen baja o muy baja permeabilidad. La Relación de Adsorción de Sodio o RAS de una determinada solución del suelo en equilibrio con el agua de riego, se relaciona con la adsorción de sodio y en consecuencia, esta relación puede usarse como un “índice” del peligro de sodificación en los suelos que tiene una agua en particular (Ayers y Wescot, 1987; Ortiz, 1977). Esta relación es la siguiente:

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

En donde:

Na – es la concentración de los iones de sodio expresada en meq L⁻¹

Ca – es la concentración de los iones de calcio expresada en meq L⁻¹

Mg – es la concentración de los iones de magnesio expresada en meq L⁻¹

La dispersión de los suelos y la pérdida de permeabilidad o modificaciones de la geometría del medio poroso se producen únicamente cuando la concentración de sodio sobrepasa la concentración de calcio en una proporción por encima de 3:1 (Ortega, 1993). Esta concentración relativa de sodio provoca problemas serios de infiltración. Esto tiene una explicación en la falta de suficiente calcio para contrarrestar los efectos dispersantes del sodio (McNeal y Coleman, 1966; Ortega, 1993).

El ion sodio es una parte importante de las soluciones salinas de los suelos y permanece todo el tiempo soluble y en equilibrio con la forma intercambiable en los suelos.

A su vez se debe mencionar que el manejo agronómico de los cultivos agrícolas se puede dificultar debido a los efectos de dispersión que producen los iones sodio, lo cual conduce a falta de aireación. Con alto contenido de sodio intercambiable en los suelos se presentan costras que dificultan la germinación y emergencia de las semillas.

La solubilidad del sodio no se afecta por factores externos, sin embargo, es posible que la solución del suelo se reconcentre por la extracción de agua por las plantas, o bien se diluya por los efectos del riego o de la lixiviación del ion sodio fuera de la zona radicular. En cambio, los iones de calcio por el contrario, no se mantienen completamente en solución o en cantidades constantes, sino que su concentración cambia de manera continua hasta alcanzar un equilibrio. Estas variaciones en su concentración se deben a la disolución de microconcreciones de yeso y de carbonato de calcio, aumentando con esto las concentraciones de calcio en las soluciones de los suelos, en cambio la precipitación de los iones de calcio que generalmente ocurren en forma de carbonato de calcio, sí influyen directamente en los valores relativos de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS), ya que la concentración relativa del ion sodio en las soluciones del suelo o de las aguas de riego se ve aumentada debido a que se precipita parcialmente una fracción de calcio en forma de carbonato de calcio (Bower y Goertzen, 1958; Wilcox *et al.*, 1954).

La disolución del calcio se promueve por la dilución de la solución o por el bióxido de carbono disuelto en el agua del suelo, mientras que su precipitación ocurre debido a la presencia de suficiente calcio conjuntamente con carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, en cantidades suficientes como para exceder la solubilidad de carbonato de calcio (CaCO_3) o la solubilidad del sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

Por eso la calidad de las aguas depende de los procesos de solubilización de los iones de calcio y de la precipitación de los mismos en presencia de iones bicarbonato y carbonato.

De ahí que el índice de clasificación denominado RAS adquiera una importancia extraordinaria en la evaluación de la calidad agronómica de las aguas superficiales y subterráneas para riego (Rhoades 1968; Richards 1973; Ayers y Wescot, 1987).

Con fines de clasificación sobre los riesgos de sodificación de los suelos debido al uso de las aguas residuales; se utilizan los valores de RAS original, de RAS ajustado y de RAS corregido para evaluar las aguas residuales (Velázquez-Machuca, *et al.*, 2002).

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

En donde:

Na – es la concentración de los iones de sodio en el agua de riego, expresada en meq L⁻¹

Ca – es la concentración de los iones de calcio en el agua de riego, expresada en meq L⁻¹

Mg - es la concentración de los iones de magnesio en el agua de riego, expresada en meq L⁻¹

El RASaj. se calcula de acuerdo con la ecuación:

$$RASaj. = RAS[1 + (8.4 - pH_c)]$$

En donde:

RAS - es el RAS calculado sin modificación o sea es el RAS original

pH - 8.4, es el valor del pH de la solución del suelo en equilibrio con un suelo sódico.

pH_c - es el pH teórico calculado para el agua de riego

El pH_c se calcula de acuerdo con la siguiente ecuación

$$pH_c = (pK_2 - pK_c) + p(Ca) + p(Alk)$$

En donde:

pK_2 - es el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 corregida por la fuerza iónica de la solución.

pK_c - es el logaritmo negativo de la constante de solubilidad del $CaCO_3$ corregida por la fuerza iónica de la solución.

$p(Ca)$ - es el logaritmo negativo de la concentración molar del Ca.

$p(Alk)$ - es el logaritmo negativo de la concentración equivalente titulable de $(CO_3^{2-} + HCO_3^{-1})$.

El RAS^o corregido se calcula de acuerdo con la ecuación:

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

En donde:

Na- es la concentración de los iones de sodio en el agua de riego, expresado en $meq L^{-1}$.

Ca^o - es la concentración corregida de los iones de calcio en el agua de riego, expresado en $meq L^{-1}$.

Mg - es la concentración de los iones de magnesio en el agua de riego, expresado en $meq L^{-1}$.

El valor de Ca^o es el contenido de los iones calcio en el agua de riego, corregido por la salinidad del agua (CE) y por el contenido de iones bicarbonato en su relación con el HCO_3^- / Ca^{+2} y por la presión parcial del bióxido de carbono CO_2 ejercida en los primeros milímetros del suelo ($P = 0.0007$ atmósferas).

El fundamento teórico del índice Relación de Adsorción de Sodio o RAS y sus correcciones se indican en (Ayers y Wescot, 1987; Bower y Wilcox, 1965; Bower *et al.*, 1965; Suárez 1981; Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

En el Cuadro 1 se presenta en forma tabulada el procedimiento para calcular el pH teórico calculado de las aguas para riego.

En el Cuadro 2 se presenta en forma tabulada el procedimiento para calcular el contenido de calcio corregido Ca° .

Cuadro 1. Procedimiento para calcular el pH teórico calculado de las aguas de riego¹.

$pH_c = (pK_2 - pK_c) + pCa + p(Alk)^2$			
Concentración meq.L ⁻¹	$pK_2 - pK_c$	pCa	p(Alk)
0.05	2.00	4.60	4.30
0.10	2.00	4.30	4.00
0.15	2.00	4.10	3.80
0.20	2.00	4.00	3.70
0.25	2.00	3.90	3.60
0.30	2.00	3.80	3.50
0.40	2.00	3.70	3.40
0.50	2.10	3.60	3.30
0.75	2.10	3.40	3.10
1.00	2.10	3.30	3.00
1.25	2.10	3.20	2.90
1.50	2.10	3.10	2.80
2.00	2.20	3.00	2.70
2.50	2.20	2.90	2.60
3.00	2.20	2.80	2.50
4.00	2.20	2.70	2.40
5.00	2.20	2.60	2.30
6.00	2.20	2.50	2.20
8.00	2.30	2.40	2.10
10.00	2.30	2.30	2.00
12.50	2.30	2.20	1.90
15.00	2.30	2.10	1.80
20.00	2.40	2.00	1.70
30.00	2.40	1.80	1.50
50.00	2.50	1.60	1.30
80.00	2.50	1.40	1.10

1. Ayers y Westcot 1987. La calidad del agua en la agricultura. FAO. Roma, Italia.

2. Entrando en la primera columna con las concentraciones, en meq.L⁻¹, a). Ca + Mg + Na., b. Ca, y c. CO₃ + HCO₃., se obtienen los valores de (pK₂ - pK_c), pCa y p(Alk) respectivamente.

Esta fórmula se refiere a la manera de calcular el pH teórico calculado, donde (pK₂-pK_c) se define como las concentraciones en meq L⁻¹ de calcio + magnesio + sodio, pCa, como la concentración de calcio, y p(Alk), como la concentración de carbonatos + bicarbonatos. También expresados en meq L⁻¹.

Cuadro 2. Concentración de calcio (Ca^o) en el agua del suelo, contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO₃⁻/Ca⁺² y conductividad del agua de riego (CE)^{1,2,3}.

		SALINIDAD DEL AGUA APLICADA CE dS m ⁻¹											
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
Valor de HCO ₃ ⁻ /Ca ⁺²	0.05	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
	0.10	8.30	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
	0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
	0.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	9.57	7.91
	0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
	0.35	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
	0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
	0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
	0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
	0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
	1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
	1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
	1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
	1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.58	1.63	1.70
	2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
	2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
	3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
	3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
	4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
	4.50	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
	5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
	7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
	10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58
	20.00	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37
	30.00	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28

1 Suárez, 1981

2. Supone: a) una fuente de calcio proveniente de silicatos o caliza CaCO₃.
b) no existe precipitación del magnesio; c) la presión relativa del CO₂ de la superficie del suelo es 0.0007 atmósferas.

3. Ca^o, HCO₃⁻/Ca⁺² están expresadas en meq L⁻¹ y la CE, está expresada en dSm⁻¹.

En la agricultura bajo riego se ha utilizado una gran variedad de aguas de diferente origen como: manantiales, lagunas y lagos, superficiales de ríos y de yacimientos acuíferos. Los métodos de riego, o sea la forma en que se aplica el agua de riego de diversas fuentes han variado con el tiempo. Por ejemplo hoy en día, como la cantidad de agua disponible de los yacimientos acuíferos ha disminuido y se han difundido en forma preponderante los riegos presurizados (riego por goteo y aspersión), conocer la calidad del agua de riego adquiere una importancia fundamental. Las láminas del agua de riego durante el uso de métodos presurizados son pequeñas pero frecuentes. En el caso de la aplicación de riego mediante métodos presurizados los valores que eventualmente adquiere la Relación de Adsorción de Sodio son de sustancial importancia, ya que si los valores son altos, en los suelos se presentarán problemas de infiltración debido a los procesos de dispersión coloidal, provocados por el ion sodio que se encuentra en exceso en las aguas de riego (Thomas y Bruno, 1968; Oster y Schroer, 1979).

Por lo que se refiere a los riegos por gravedad, el uso excesivo de grandes láminas de riego provoca la salinización y sodificación de los suelos (Peña, 1979).

Debido a los grandes problemas que se tienen en el manejo de los suelos agrícolas bajo riego, últimamente, se ha puesto una mayor atención a la calidad del agua para riego.

En el Cuadro 3 se presentan las directrices para valorar la calidad del agua de riego dentro de las perspectivas de manejo de los suelos agrícolas.

Cuadro 3. Directrices para interpretar la calidad de las aguas para el riego¹.

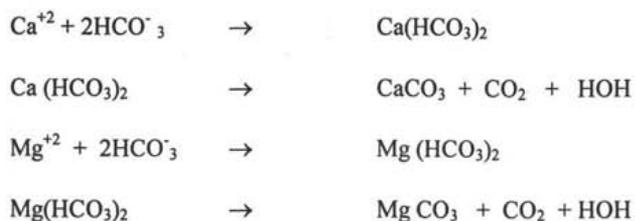
Problema Potencial	Unidades	Grado de Restricción de Uso		
		Ninguna	Ligera	Severo
Salinidad (afecta disponibilidad de agua para el cultivo)²				
ECa (o) TSS	dS m ⁻¹ mg L ⁻¹	< 0.7 < 450	0.7-3.0 450-2000	> 3.0 > 2000
Infiltración (reduce infiltración; evaluar usando a la vez la ECa y el RAS)³				
RAS = 0 - 3 y ECa =	=	> 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
= 3 - 6	=	> 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
= 6 - 12	=	> 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
= 12 - 20	=	> 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
= 20 - 40	=	> 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
Toxicidad de Iones Específicos (afecta cultivos sensibles)				
Sodio (Na)⁴				
riego por superficie	RAS	< 3	3 - 9	> 9
riego por aspersión	me L ⁻¹	< 3	< 3	
Cloro (Cl)⁴				
riego por superficie	me L ⁻¹	< 4	4.0 - 10	> 10
riego por aspersión	me L ⁻¹	< 3	> 3	
Boro (B)	mg L ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
Oligoelementos				
pH		Amplitud Normal: 6.5 - 8.4		

1. Fuente: University of California Committee of Consultants 1974.
2. ECa es la conductividad eléctrica del agua; medida de la salinidad, expresada en decisiemenes por metro a 25°C (dS m⁻¹), en milimhos por centímetro a 25°C (mmhos cm⁻¹). Las dos medidas son equivalentes. TSS, es el total de sólidos en solución, expresado en miligramos por litro (mg L⁻¹).
3. RAS es la relación de adsorción de sodio, algunas veces representada como RNA. La velocidad de infiltración aumenta a medida que aumenta la salinidad. Evalúese el problema potencial de infiltración utilizando el RAS y la ECa. Fuente: Rhoades 1977 y Oster y Schroer 1979.
4. La mayoría de los cultivos arbóreos y plantas leñosas son sensibles al sodio y al cloro, en el caso de riego por superficie úsen los valores indicados. La mayor parte de los cultivos anuales no son sensibles. En el caso de riego por aspersión sobre el follaje, y humedad relativa por debajo del 30% el sodio y el cloro pueden ser absorbidos por las hojas de cultivos sensibles.

3.7 Efecto de la concentración de los iones bicarbonatos HCO_3^- y carbonato CO_3^{2-} en la calidad agronómica de las aguas para riego.

Por lo general, las aguas para riego ricas en iones bicarbonato son las que vienen de yacimientos acuíferos de depósitos de basaltos, así como también las de zonas urbano-industriales, y por último, aguas subterráneas en las que se tienen procesos reductores de mucha intensidad (Antipov-Karataev, 1967). Históricamente, mucho antes de que se estableciera la importancia de la determinación de los valores de la Relación de Adsorción de Sodio, ya se conocían las consecuencias que se tienen en los suelos cuando estos se regaban con agua de riego que tenía grandes concentraciones de iones bicarbonato (Eaton, 1950).

En las aguas para riego ricas en iones bicarbonato existe la tendencia de los iones calcio y magnesio a precipitarse en forma de carbonatos, a medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada. La precipitación de los iones de calcio y de magnesio tiene ocurrencia de acuerdo con las siguientes ecuaciones:



Estas reacciones no se completan totalmente en circunstancias ordinarias, pero a medida que van teniendo lugar, las concentraciones de calcio y de magnesio se van reduciendo, aumentando de esta manera la proporción relativa de iones de sodio en las aguas para riego.

Eaton (1950), en su tiempo, propuso los siguientes parámetros de evaluación de las aguas de riego ricas en iones bicarbonato (Richards, 1973).

$$1. \text{ Porcentaje de sodio encontrado} = \frac{Na}{(Ca^{+2} + Mg^{+2} + Na^+)} \cdot 100$$

$$2. \text{ Porcentaje de sodio posible} = \frac{Na}{[(Ca^{+2} + Mg^{+2} + Na^+) - (CO_3^{-2} + HCO_3^-)]} \cdot 100$$

$$3. \text{ Carbonato de sodio residual} \quad (Na_2CO_3) = (CO_3^{-2} + HCO_3^-) - (Ca^{+2} + Mg^{+2})$$

En estas relaciones, los constituyentes iónicos se expresan en meq L⁻¹. El cálculo de los valores de estas ecuaciones incluye la presuposición de que los iones CO₃⁻² y HCO₃⁻ son cuantitativamente precipitados en el suelo hasta el límite de las concentraciones presentes del calcio Ca⁺² y del magnesio Mg⁺² en las aguas de riego.

Con base en los índices de Eaton (1950) y usando el término "carbonato de sodio residual", se puede concluir que las aguas con más de 2.5 meq L⁻¹ de "carbonato de sodio residual" no son buenas para riego. Aguas que contienen de 1.25 a 2.5 meq L⁻¹ son dudosas y, las aguas para riego que contienen menos de 1.25 meq L⁻¹ con toda seguridad son buenas.

Se considera que, utilizando buenas prácticas de manejo de cultivos y que conjuntamente con la aplicación de mejoradores químicos, con éxito podría permitirse el uso de las aguas dudosas para el riego de cultivos (Ahmed *et al.*, 1979; Oster y Rhoades, 1986).

En este trabajo también se considero clasificar las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán de acuerdo con los índices de Eaton (C. S. R., S.E., S.P.).

Por último, también se debe advertir que, al clasificar las aguas para riego se supone que éstas se van a usar bajo condiciones medias, con respecto a la textura del suelo, la velocidad de infiltración, la capacidad de drenaje, la cantidad de la lámina de riego que se va a utilizar, el clima, y la tolerancia de los cultivos a las condiciones salinas de los suelos.

Desviaciones considerables del valor medio de cualesquiera de estas variables, puede hacer inseguro el uso de una determinada agua de riego, que bajo condiciones medias sería de buena calidad o, al contrario, estas desviaciones de los valores medios pueden inducir a considerar un agua de riego específica como buena, cuando, bajo condiciones medias sería de dudosa calidad.

3.8 El Índice de salinidad efectiva (S.E.).

Este índice de clasificación de las aguas para riego, Cuadro 4, estima el peligro que pueden producir las sales más solubles del agua al formar parte de la solución del suelo, es decir que al sustraerse de la concentración total, los carbonatos de calcio y de magnesio y los sulfatos de calcio; cuando estos se precipitan en el momento en que el agua de riego pasa a formar parte de la solución del suelo y dejan de participar en el ascenso de la presión osmótica de la solución del suelo.

Se calcula la salinidad efectiva con las siguientes ecuaciones:

$$\text{Si } Ca > (CO_3^{-2} + HCO_3^{-} + SO_4^{-2})$$

Entonces:

$$SE = \text{suma de cationes} - (CO_3^{-2} + HCO_3^{-} + SO_4^{-2})$$

$$\text{Si } Ca < (CO_3^{-2} + HCO_3^{-} + SO_4^{-2}); \text{ pero } Ca > (CO_3^{-2} + HCO_3^{-})$$

Entonces:

$$SE = \text{suma de cationes} - Ca$$

$$\text{Si } Ca < (CO_3^{2-} + HCO_3^-) \text{ pero } (Ca^{2+} + Mg^{2+}) > (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$$

Entonces:

$$SE = \text{suma de cationes} - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$$

$$\text{Si } (Ca^{2+} + Mg^{2+}) < (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$$

Entonces:

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

En donde, todos los iones se expresan en meq L⁻¹. Aquí se puede observar que, al analizar las ecuaciones, siempre a la suma de cationes se le resta el comportamiento de las sales que pueden precipitar y que por lo tanto se encuentran en menor cantidad.

Las diferentes aguas de riego, de acuerdo con el índice de salinidad efectiva se clasifica como sigue:

Cuadro 4. Clasificación de las aguas para riego de acuerdo con el "índice" salinidad efectiva.

Clase	Salinidad efectiva en meq L ⁻¹
Buena	< 3.0
Condicionada	3.0 – 15.0
No recomendable	> 15.0

(Coras, 2000).

3.9 El Índice de salinidad potencial (S.P.).

Este índice determina la cantidad de Cl^- y SO_4^{-2} que puede ser perjudicial a los cultivos debido al incremento de la presión osmótica de la solución del suelo.

Los cloruros y los sulfatos son sales que se quedan en la solución del suelo, cuando la humedad aprovechable para las plantas es $< 50.0\%$.

La fórmula para determinar la salinidad potencial es la siguiente:

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

Las concentraciones de estos iones se expresan en meq L^{-1} .

Cuadro 5. Clasificación de las aguas para riego de acuerdo con el "índice" salinidad potencial.

Clase	Salinidad potencial en meq L^{-1}
Buena	< 3.0
Condicionada	$3.0 - 15.0$
No recomendable	> 15.0

(Coras, 2000).

De acuerdo con lo que se ha expuesto en esta revisión bibliográfica sobre el origen de las sales solubles en las aguas para riego, y en correspondencia con determinados procesos físico-químicos de precipitación, los contenidos de los iones bicarbonato y carbonato de calcio sufren variaciones considerables, afectándose de esta manera la Relación de

Adsorción de Sodio; aquí en este trabajo, en la presentación discusión de los resultados analíticos de las muestras de agua residual tomadas en cien estaciones de muestreo, se establece mediante el uso de diferentes índices de clasificación, como pueden mejorarse estas aguas residuales en sus propiedades físico-químicas y como pueden hacerse recomendaciones adicionales para su uso en la agricultura.

IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Actualmente en nuestro país se riegan 370 000 ha, contribuyendo el estado de Hidalgo con aproximadamente 225 000 ha de esa superficie. La escasez de agua de primer uso en el Valle del Mezquital, ha propiciado la utilización de las aguas residuales provenientes de la ZMCM (Zona Metropolitana de la Ciudad de México) en las actividades agrícolas de la región, sin importar la calidad de las mismas. Lo anterior está conduciendo a la degradación química de los suelos dedicados a la producción agrícola y desde luego esto afecta la calidad de los productos agropecuarios afectando la calidad de vida del ser humano (pérdida de la sustentabilidad). Por lo antes mencionado, resulta prioritario conocer la composición química de las aguas de riego utilizadas en la región a fin de conocer el riesgo potencial que representan en el mediano y largo plazo para la degradación química de los suelos por su uso inapropiado.

El presente estudio tiene como finalidad evaluar la calidad de las aguas residuales utilizadas para el riego agrícola, a través de los índices salinos y concentraciones de boro y fósforo y dar propuestas de manejo.

V. JUSTIFICACIÓN.

Dado el conocimiento que se tiene de las características físicas y químicas de las aguas residuales provenientes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, usadas para el riego agrícola en los distritos de riego del Estado de México y Estado de Hidalgo, y reconocidos sus efectos sobre la fertilidad y propiedades de los suelos, así como en los productos agrícolas, de consumo humano, es necesario tener una interpretación de datos experimentales que nos muestren la relación agua de riego-suelo, para poder evaluar la productividad de los suelos de esta zona y la calidad comercial de sus productos agrícolas.

El trabajo tendrá una aproximación en los parámetros relacionados sobre los problemas de los suelos salinos y sódicos que se presentan por el riego con estas aguas y conocer por el diagnóstico químico de las mismas (aguas residuales), su aportación hacia los estados actuales de cambios de los procesos edafogenéticos que están ocurriendo en los distritos de riego de la región, como la sodificación y salinización, además de tener conocimiento de los estados actuales de estos suelos para poder proponer soluciones alternativas del control de la salinidad por la aportación de las aguas.

Aquí en este trabajo, en la presentación y discusión de los resultados analíticos de las muestras de agua residual tomadas en cien estaciones de muestreo, se establece mediante el uso de diferentes índices de clasificación, como pueden mejorarse estas aguas residuales en sus propiedades físico-químicas y como pueden hacerse recomendaciones adicionales para su uso en la agricultura.

VI. HIPÓTESIS DE TRABAJO

El conocimiento de los índices salinos en el agua de riego utilizada en el Valle del Mezquital permitirán evaluar el riesgo potencial de salinización de los suelos por su uso en agricultura. A la vez que permitirán elaborar recomendaciones respecto a las láminas de riego que deben ser aplicadas a fin de atenuar el impacto de las sales en los suelos y en la productividad primaria.

VII. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Clasificar de acuerdo con su calidad agronómica las aguas residuales utilizadas para el riego en el Valle del Mezquital, con base en el contenido de sales, fósforo y boro como nutrimento tóxico

OBJETIVOS PARTICULARES

Realizar un muestreo simple por triplicado de 100 puntos a lo largo de la red de drenaje de las aguas residuales desde Ecatepec, Estado de México hasta Zimapán, Hidalgo.

Determinar los parámetros físicos y químicos de las aguas residuales (pH, conductividad eléctrica, residuo seco evaporado, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, sodio, potasio, calcio, magnesio, boro y fósforo).

Determinar los índices salinos: Relación de Adsorción de Sodio (RAS), Salinidad Efectiva (SE), Salinidad Potencial (SP), Carbonato de Sodio Residual (CSR).

VIII. MATERIAL Y MÉTODOS

8.1 Descripción geográfica de la zona de estudio

El territorio del Valle del Mezquital está constituido por cadenas montañosas, lomeríos y llanuras, aunque también hay algunos valles, montes y cañones. En las llanuras intermontanas del Valle del Mezquital, aunque se tiene escasa precipitación, el desarrollo de la agricultura ha tenido éxito debido al uso de aguas residuales que derivan de la ciudad de México.

Actualmente proceden de la ciudad de México aproximadamente 2200 millones de m³/año de aguas residuales. Estos grandes volúmenes de agua atraviesan la denominada zona agrícola del Valle del Mezquital, que en realidad es un sistema de riego de valles intermontanos. En estos valles se ha construido una vasta red de canales que en este trabajo se le llama “Red Hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán”.

En el Valle del Mezquital predomina un clima semiseco-templado con lluvias en verano. La temperatura media anual es de 14.8°C, ocurre la máxima en mayo con 17.3°C. La precipitación total anual es de 543.4 mm, con la máxima incidencia en septiembre con 117.4 mm y la mínima incidencia de precipitación es enero con 8.8 mm (INEGI, 1992).

Los valles intermontanos que se riegan con aguas residuales de la ciudad de México se encuentran casi en su totalidad en la provincia geológica del eje Neovolcánico y muy parcialmente en la provincia geológica de la Sierra Madre Oriental.

En las estructuras volcánicas de la provincia del Eje Neovolcánico, el agua actúa como agente de intemperismo físico-químico y por lo tanto de disolución, aprovechando en su

circulación un sistema de fracturas, propiciándose con esto el desarrollo de suelos residuales. Es decir, el agua altera las rocas volcánicas. En cambio, en la zona de calizas el agua aprovecha para su circulación, todo el sistema de fracturas y forma en los depósitos de calizas un conjunto de estructuras típicas de regiones cársticas, como son cavernas y simas.

En general, en las formaciones estratigráficas de la provincia del Eje Neovolcánico, es en donde se encuentra mayoritariamente el Valle del Mezquital. Las rocas ígneas extrusivas se presentan en formas de basalto, tobas y brechas volcánicas. Por ejemplo, los basaltos extrusivos afloran en Xochitlán y Mixquiahuala (INEGI, 1992).

En la parte del Valle del Mezquital que pertenece parcialmente a la provincia geológica Sierra Madre Oriental se tienen rocas sedimentarias, conglomerados y lutita-arenisca.

En los alrededores de Ixmiquilpan se tienen rocas sedimentarias del tipo arenisca-conglomerado. Esta formación se presenta morfológicamente como mesas y lomeríos de bajo relieve.

En la región del Cubo, al noreste de Ixmiquilpan, se tienen rocas de limolita-arenisca. Esta es una unidad sedimentaria de origen continental lacustre.

En general, las calizas son de origen marino. Las lutitas son unidades sedimentarias de origen continental y en algunas ocasiones presentan intercalaciones de areniscas y tobas.

Las aguas superficiales del Estado de Hidalgo se encuentran comprendidas casi en su totalidad dentro de la región hidrológica del Río Pánuco (INEGI, 1992).

Los distritos de riego de Tula y de Alfayucan se abastecen de agua de los ríos San Luis, Tepeji, El salto, y el río Tula, así como de los volúmenes almacenados por las presas de Taxhimay, Requena y Endhó.

En la presa Endhó se almacenan grandes cantidades de aguas residuales que derivan del Valle de México.

Los suelos que se tienen sobre las sierras son suelos someros y en las llanuras son generalmente profundos. Los suelos profundos en ocasiones presentan fases dúricas y petrocálcicas.

Actualmente se reconoce que los problemas que se tienen durante el uso de las aguas residuales en el Valle del Mezquital son: 1. salinidad-sodicidad, 2. de carácter biológico y de compuestos orgánicos resistentes a la biodegradación y 3. Acumulación de metales pesados.

En este trabajo se determinó la composición química de las aguas residuales que son conducidas por la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. La investigación se llevó a cabo desde la perspectiva de los problemas de salinidad y sodicidad.

Con la finalidad de determinar las variaciones de las composiciones químicas de las aguas residuales que circulan en esta red de distribución se establecieron 100 puntos de muestreo.

La zona de muestreo comprende diferentes formaciones geológicas; entre las mejor representadas están: calizas, tobas volcánicas, basaltos y conglomerados.

En la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán se cuenta con canales revestidos y con canales de tierra a cielo abierto.

La toma de muestras se efectuó en 100 puntos (Figura 1), distribuidos a lo largo de la red de drenaje de las aguas residuales desde el municipio de Ecatepec, en el estado de México hasta el municipio de Zimapán en Hidalgo, el muestreo fue simple con tres repeticiones en la superficie del agua, dando un total de 300 muestras, de acuerdo a la NOM-AA-03-1980. Las muestras se tomaron del Gran Canal, canales de riego primarios, secundarios y terciarios, presas y ríos, todos ellos de aguas residuales que se utilizan para el riego agrícola en la zona.

Las determinaciones químicas que se llevaron a cabo en las aguas residuales de esta red hidrográfica fueron: pH, CE, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , CO_3^{-2} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{-2} , RSE o TSS

Cuadro 6.

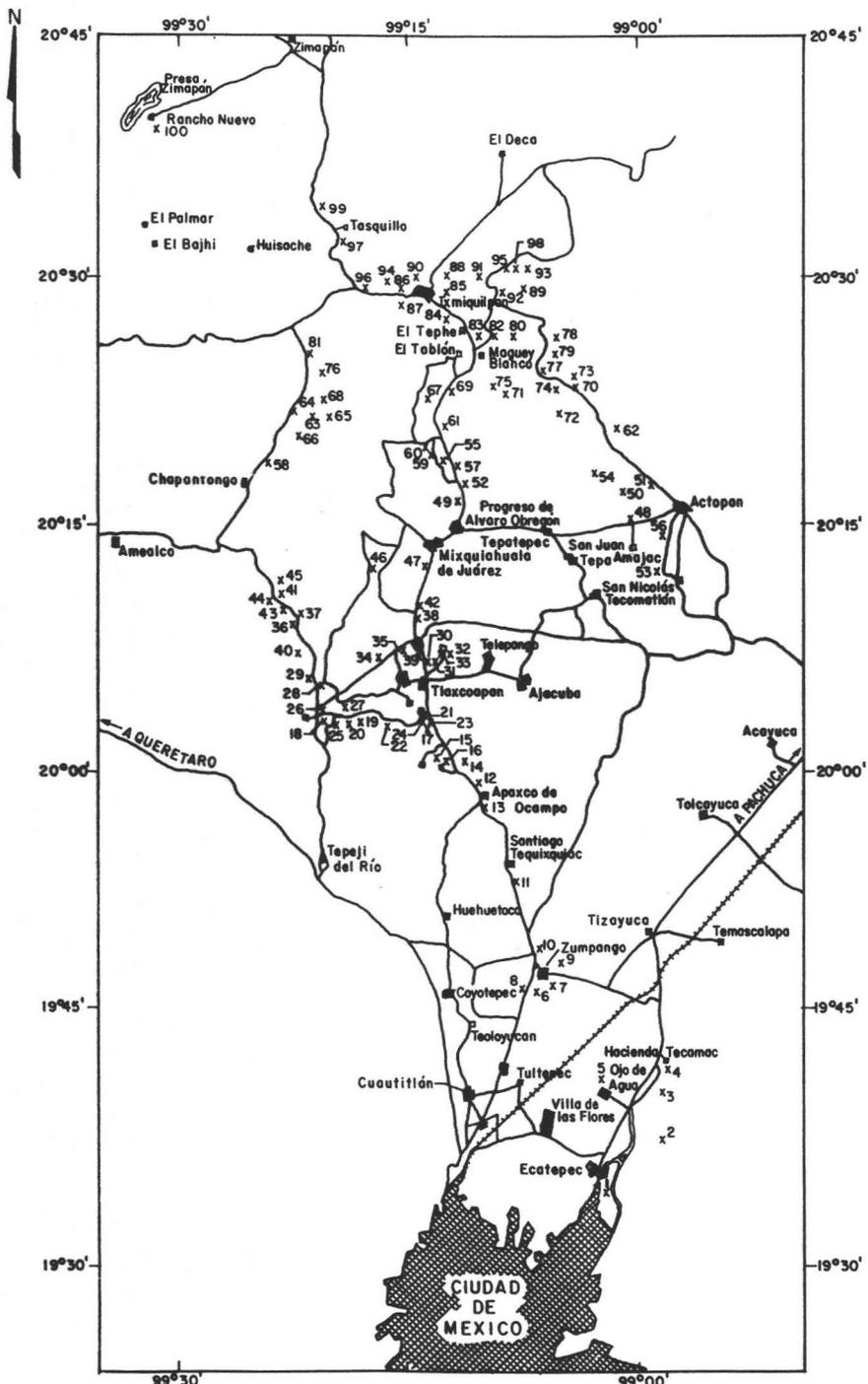


Figura I. Localización geográfica de los puntos de muestreo de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan - Zimapan.

Cuadro 6. Métodos analíticos utilizados para caracterizar las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.

Parámetro	Método	Referencia
1. pH	Potenciómetro marca Beckman	NOM-AA-08-1980
2. Conductividad Eléctrica	Conductímetro puente de Wheatstone con celdas de vidrio de rango 1-5	NOM-AA-93-1984
3. Residuo seco evaporado o total de sólidos solubles	Gravimetría utilizando estufa Hot-Plate modelo Type 2200 Thermoline	NOM-AA-34-1981 Procedimiento B
4. Sodio y potasio	Flamometría con un flamómetro 648 IL $\lambda=589\text{nm}$ utilizando soluciones estándar 140 meq L^{-1} para Na y 5.0 meq L^{-1} para K	APHA, 1989 3500 -Na y K, D
5. Calcio	Volumétrico titulación con EDTA (Merck, Titrisol, Art.9992). 0.01N	APHA, 1989 3500 Ca D
6. Carbonatos	Volumétrico titulación con ácido sulfúrico (Merck, Titrisol Art. 9984) 0.01N, indicador fenolftaleína	APHA, 1989 2320 B
7. Bicarbonatos	Volumétrico titulación con ácido sulfúrico(Merck, Titrisol Art. 9984) 0.01N	APHA, 1989 2320 B

Continuación Cuadro 6

Parámetro	Método	Referencia
8. Cloruros	Mohr. Titulación con Nitrato de plata (Merck, Nitrato de Plata en solución, Art, OC248386) 0.01N indicador cromato de potasio al 5%	APHA, 1989 4500-C IB
9. Sulfatos	Turbidimetría Espectrofotómetro 35 Perkin Elmer $\lambda= 420$ nm	APHA, 1989 4500-SO ₄ E
10. Calcio más Magnesio	Volumétrico titulación con EDTA (Merck, Titrisol, Art.9992) 0.01N.	APHA, 1989 3500 Ca D
11. Boro	Espectrofotometría 35 Perkin-Elmer $\lambda= 650$ nm	Rodier 1990
12. Fosfatos	Espectrofotometría $\lambda= 690$ nm	Rodier, 1990

Para evaluar el problema de los efectos de las variaciones de los iones divalentes y de los iones monovalentes de las aguas residuales sobre las propiedades físico-químicas de los suelos que riegan, sobre todo, en lo que concierne a los procesos de coagulación y dispersión coloidal, se determinó como varía la Relación de Adsorción de Sodio

$$\frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} \quad (\text{RAS}) \text{ con diferentes enfoques de corrección.}$$

Adicionalmente, en estas aguas residuales se evaluó el contenido de ortofosfatos PO_4^{-3} y de boro. Los ortofosfatos se determinaron con el fin de conocer que cantidades se descargan en los suelos del Valle del Mezquital de manera aproximada en el riego con aguas residuales y evaluar su contribución a la fertilidad del suelo o de apelmazamiento en caso

de ser excesiva. Por otro lado, como el Boro, en cantidades superiores a $1\text{-}2\text{ mg L}^{-1}$, es tóxico para las plantas a fin de evaluar el riesgo de toxicidad, se determinó su contenido en las aguas residuales. Para establecer la localización geográfica de los sitios de muestreo, o llamados así estaciones de muestreo, se utilizó un geoposicionador digital del tipo Magellan modelo MAP 330

El porcentaje de error en las determinaciones analíticas se calculó de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Diferencia} = \left[\frac{\sum \text{meqL}^{-1} \text{ cationes} - \sum \text{meqL}^{-1} \text{ aniones}}{\sum \text{meqL}^{-1} \text{ cationes} + \sum \text{meqL}^{-1} \text{ aniones}} \right] \cdot 100$$

En general, no se debe olvidar, que las soluciones salinas son electroneutrales, sin embargo, como los cationes y los aniones de las sales son predominantemente más solubles, y además sus variaciones en concentración son pequeñas, en comparación con los nitratos NO_3^- y los fosfatos PO_4^{3-} ; por lo tanto las diferencias de determinación analítica de los iones de las sales solubles deben ser pequeños. Los iones NO_3^- y PO_4^{3-} son fuertemente afectados en su concentración por procesos biológicos.

Las soluciones salinas, en términos rigurosos son electroneutrales, y por lo tanto en el caso de la determinación de los cationes y de los aniones, la suma de cationes deber ser aproximadamente igual a la suma de los aniones, sin embargo, se ha establecido en la literatura valores permisibles de diferencia en las determinaciones analíticas (APHA, 1989).

En el Cuadro 7 se presentan los porcentajes de diferencia aceptable para las diferentes determinaciones analíticas.

Cuadro 7. Porcentajes permisibles de diferencia en los resultados analíticos.

SUMA DE CATIONES meq L ⁻¹	% DE DIFERENCIA ACEPTABLE
0.0 - 3.0	± 0.2
3.0 - 10.0	± 2.0
20 - 800.0	± 2.5

Otra forma en que se evaluó la exactitud de los resultados fue a través de la relación meqL⁻¹ con la conductividad eléctrica, de acuerdo con la siguiente ecuación: meq L⁻¹ = 10.0 CE

IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, principalmente se encuentra distribuida en el territorio del Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo. Este está conformado por un conjunto de pequeños valles intermontanos que se encuentran ubicados en la parte suroeste del Estado de Hidalgo. La región no tiene límites perfectamente bien establecidos, sin embargo, cuando se habla de él se tiene en cuenta que esta zona se riega con aguas residuales derivadas del Valle de México para el riego de cultivos agrícolas; principalmente alfalfa, maíz, cebada y frijol.

Dicho Valle comprende total o parcialmente los siguientes municipios: Actopan, Ajacuba, Alfajayucan, Atitalaquia, Atotonilco de Tula, Cardonal, Chapantongo, Chilcuautila, El Arenal, Francisco I. Madero, Huichapan, Ixmiquilpan, Mixquihuala, Progreso, Santiago de Anaya, San Salvador, Tasquillo, Tepetitlán, Tepeji del Río, Tetepango, Tezontepec, Tlaxcoapan, Tlahuelilpan, Tula de Allende, Zimapán. Su superficie se estima en 4610 km².

De acuerdo con la distribución de las estaciones de muestreo de las aguas residuales que son conducidas por la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán (Figura 1), a este respecto, se debe señalar que el objetivo de la toma de muestras de agua residual fue el de abarcar la mayor cantidad de superficie que se riega con aguas residuales.

En el Cuadro 8 se muestran los resultados analíticos de las 100 estaciones de muestreo, mientras que en el Cuadro 9 aparece la localización geográfica de las diferentes estaciones de muestreo del presente trabajo.

En la Figura 2 se presentan las distribuciones de los distintos iones (cationes y aniones) a lo largo de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. Estos cationes y aniones se determinaron en las 100 estaciones de muestreo. De tal manera que, aquí en esta figura se presenta un "corte longitudinal" de la red hidrográfica del Valle del Mezquital.

La discusión sobre los contenidos de los distintos iones en las soluciones de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, se llevará a cabo mediante el análisis independiente de la concentración total de sólidos disueltos con respecto a su conductividad eléctrica, además se discutirán los procesos físico-químicos responsables del régimen bicarbonatado sódico de las aguas residuales que derivan de la Ciudad de México y que riegan vastas superficies agrícolas del Valle del Mezquital.

9.1 Concentración total de sólidos disueltos (TSS).

Los parámetros conductividad eléctrica (CE) y total de sólidos disueltos (TSS) son muy importantes para estimar aproximadamente de manera cuantitativa la concentración total de sales disueltas en las aguas para riego. Es necesario mencionar que en principio, la conductividad eléctrica se utiliza para indicar la concentración total de componentes disociados en las aguas de riego; tanto en aguas superficiales como subterráneas. También se utiliza la conductividad eléctrica para determinar la concentración de sales en las soluciones acuosas que se obtienen de los extractos de suelos salinos.

Por otra parte, la conductividad eléctrica está íntimamente relacionada con la suma de cationes (o de aniones) que se determinan químicamente y, en general, ésta tiene una correlación estrecha con los sólidos totales disueltos.

En los trabajos de diagnóstico y de clasificación de las aguas superficiales y subterráneas para riego, la concentración total de las sales solubles se ha estimado en términos de conductividad eléctrica.

En la Figura 3 se presenta la relación entre los sólidos totales en (ppm) y la conductividad eléctrica (CE) obtenida en las muestras de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. En los valores que se presentan se observa que $\text{ppm} = 0.6928 \text{ CE}$.

En la práctica experimental y de investigación es muy útil conocer el coeficiente ($K=0.6928$) que relaciona la concentración total de sólidos disueltos (ppm) y la conductividad eléctrica (CE) ya que en condiciones de campo, cuando se realizan numerosas determinaciones del parámetro de conductividad eléctrica, se hace necesario conocer la totalidad de sólidos solubles TSS; para este efecto, es necesario multiplicar los valores de la conductividad eléctrica por el coeficiente K.

Cuadro 8. Composición iónica de las aguas residuales de la Red Hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.

No.	pH	C. E. $\mu\text{S m}^{-1}$	Meq/L-1								R. S. E. mg	%		
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	SUMA	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ¹⁻	Cl ¹⁻			SO ₄ ²⁻	SUMA
1	7.20	1587.60	0.86	1.60	11.00	0.75	14.21	0.00	7.84	4.80	1.14	13.78	1058	1.54
2	7.00	1764.00	0.87	2.40	10.87	0.89	15.03	0.00	7.83	5.60	1.14	14.57	1034	1.55
3	7.10	1999.20	0.66	2.20	14.02	1.00	17.88	0.00	10.63	6.70	0.91	18.24	1358	1.00
4	7.20	2116.00	0.73	2.06	14.59	0.97	18.35	0.00	9.92	7.06	0.82	17.80	1346	1.52
5	7.10	1587.60	0.80	1.60	10.53	0.69	13.62	0.00	7.45	5.40	1.05	13.90	970	1.02
6	7.20	960.40	0.86	1.70	5.35	0.41	8.32	0.00	5.74	2.40	0.42	8.56	657	1.42
7	6.90	5880.00	1.60	2.80	47.61	3.47	55.48	0.00	25.76	4.80	22.98	53.54	4204	1.78
8	8.20	784.00	1.20	3.13	2.08	0.79	7.20	0.00	4.50	2.20	0.28	6.98	482	1.55
9	7.20	1744.40	1.13	1.60	14.22	0.88	17.83	0.00	10.95	4.60	1.75	17.30	1186	1.51
10	7.10	1607.20	0.70	1.60	12.56	0.76	15.62	0.00	8.60	5.30	1.10	15.00	1085	2.02
11	7.30	1568.00	1.00	1.50	12.06	0.80	15.36	0.00	10.05	4.90	1.05	16.00	956	2.04
12	7.30	1646.40	0.90	1.80	11.30	0.71	14.71	0.00	8.10	5.40	0.92	14.42	1120	1.00
13	7.30	1528.80	1.06	1.50	11.50	0.69	14.75	0.00	9.22	5.13	0.84	15.19	997	1.47
14	6.80	940.80	1.10	1.00	5.91	0.42	8.43	0.00	3.70	4.00	1.06	8.76	642	1.92
15	7.30	1764.00	0.86	2.40	11.70	0.72	15.68	0.00	9.17	5.80	1.34	16.31	1138	1.97
16	7.40	2117.00	1.20	1.60	15.18	0.86	18.84	0.00	11.14	7.00	1.49	19.63	1393	2.05
17	7.20	1352.40	0.86	1.40	9.52	0.54	12.32	0.00	7.53	4.20	0.96	12.69	913	1.48
18	7.20	1117.20	0.93	1.40	7.15	0.44	9.92	0.00	4.05	5.10	0.97	10.12	685	1.00
19	7.20	1411.20	0.80	2.06	8.85	0.58	12.29	0.00	6.89	4.00	1.77	12.66	945	1.48
20	7.20	1294.00	0.60	1.80	9.06	0.52	11.98	0.00	4.77	5.60	1.13	11.50	841	2.04
21	7.00	1411.20	0.70	1.50	11.09	0.54	13.83	0.00	7.55	4.70	1.10	13.35	945	1.77
22	7.20	1411.20	0.86	1.80	10.21	0.56	13.43	0.00	6.60	5.40	1.16	13.16	917	1.02
23	7.30	1999.20	1.30	1.60	14.31	0.79	18.00	0.00	10.01	7.10	1.45	18.56	1279	1.53
24	7.40	1999.20	1.60	1.50	14.49	0.79	18.38	0.00	10.28	7.00	1.48	18.76	1259	1.02
25	7.20	2940.00	12.13	4.13	11.36	0.72	28.34	0.00	8.44	4.00	15.29	27.73	1926	0.19
26	7.20	1764.00	1.53	2.73	11.90	0.93	17.09	0.00	8.44	5.50	2.81	16.75	1182	1.00
27	7.20	1705.00	1.60	2.13	11.65	1.03	16.41	0.00	8.32	5.90	2.70	16.92	1279	1.53
28	6.70	882.00	0.66	1.40	6.54	0.24	8.84	0.00	4.95	2.60	1.11	8.66	612	1.03
29	6.90	764.40	0.66	1.13	5.96	0.21	7.96	0.00	4.44	2.40	0.88	7.72	547	1.53
30	7.20	2940.00	1.80	2.20	22.35	0.81	26.96	0.00	13.82	6.10	8.02	27.94	1970	1.79
31	7.20	1529.00	0.93	1.86	10.84	0.65	14.28	0.00	8.22	5.60	1.17	14.99	1040	2.43
32	7.20	1529.00	0.80	1.80	11.44	0.64	14.68	0.00	8.26	5.50	1.37	15.13	1055	1.51
33	7.00	1411.20	0.86	1.80	10.92	0.53	14.11	0.00	7.43	4.40	1.87	13.70	970	1.47
34	7.20	1411.20	1.26	1.33	9.98	0.47	13.04	0.00	6.79	4.60	1.92	13.31	945	1.02
35	7.40	1646.40	1.20	1.93	12.76	0.64	16.53	0.00	9.10	5.50	1.27	15.87	1130	2.04
36	7.10	1176.00	1.53	2.06	7.26	0.32	11.17	0.00	7.08	3.10	1.34	11.52	815	1.54
37	6.90	1058.40	1.20	1.90	6.98	0.29	10.37	0.00	5.23	2.90	1.93	10.06	709	1.52
38	7.10	1058.40	1.20	1.20	7.01	0.45	9.86	0.00	4.89	4.00	1.38	10.27	710	2.04
39	7.40	1882.00	1.20	2.30	13.84	0.76	18.10	0.00	9.32	6.60	1.66	17.58	1223	1.46
40	7.00	1176.00	1.26	1.73	7.89	0.30	11.18	0.00	7.26	3.20	0.95	11.41	815	1.02
41	7.00	1058.00	1.26	1.70	6.96	0.24	10.16	0.00	5.75	2.70	2.02	10.47	735	1.50
42	7.40	1882.00	1.20	2.30	13.13	0.75	17.38	0.00	11.78	4.40	1.74	17.92	1288	1.53
43	7.00	1058.40	1.20	2.06	6.67	0.24	10.17	0.00	5.22	2.80	1.84	9.86	696	1.55
44	7.00	1058.40	1.26	2.06	6.89	0.26	10.47	0.00	5.38	3.00	1.88	10.26	852	1.01
45	7.00	1117.20	1.00	1.73	7.84	0.27	10.84	0.00	6.00	3.20	1.30	10.50	720	1.59
46	6.80	764.40	0.86	1.60	4.84	0.19	7.49	0.00	3.87	2.10	1.37	7.34	553	1.01
47	7.40	1176.00	1.20	1.40	8.04	0.43	11.07	0.00	5.27	4.80	1.35	11.42	823	1.56
48	7.40	1352.40	0.73	2.00	8.19	3.00	13.92	0.00	8.41	4.10	0.85	13.36	1012	2.05
49	7.60	1764.00	1.13	3.50	11.31	1.02	16.96	0.00	9.42	5.30	1.56	16.28	1251	2.05
50	7.50	2058.00	2.06	2.30	16.00	0.40	20.76	0.00	11.98	7.60	1.61	21.19	1485	1.03

Continuación cuadro 8.

No.	pH	C E $\mu\text{S m}^{-1}$	Meq/l										R S E.		%
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	SUMA	CO ₂ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	Cl ⁻¹	SO ₄ ⁻²	SUMA	mg	ERROR	
51	7.30	1940.40	0.86	1.93	14.85	1.19	18.83	0.00	9.29	6.00	2.98	18.27	1378	1.51	
52	7.10	1058.40	1.30	0.80	7.91	0.36	10.37	0.00	5.11	3.80	1.25	10.16	760	1.02	
53	7.30	2176.00	0.53	3.60	16.35	0.44	20.92	0.00	10.89	8.00	1.61	20.50	1428	1.01	
54	7.60	1470.00	0.93	1.86	10.02	1.46	14.27	0.00	7.87	4.80	1.17	13.84	1068	1.53	
55	7.00	1117.20	0.66	1.30	8.40	0.38	10.74	0.00	6.36	3.30	1.29	10.95	836	1.00	
56	7.30	1774.00	0.60	3.26	13.91	0.40	18.17	0.00	11.48	5.80	1.35	18.63	1261	4.43	
57	7.10	1117.20	0.78	1.34	8.11	0.39	10.62	0.00	5.58	4.20	1.17	10.95	802	1.53	
58	7.20	362.00	0.80	1.26	1.85	0.07	3.98	0.00	3.06	0.60	0.20	3.86	225	1.53	
59	7.00	1117.20	0.93	1.13	8.42	0.36	10.84	0.00	5.92	3.40	1.19	10.51	802	1.55	
60	7.50	1529.00	0.80	3.86	9.64	0.50	14.80	0.00	8.04	4.86	1.60	14.50	1075	1.02	
61	7.10	1038.80	1.06	1.40	7.45	0.37	10.28	0.00	4.62	3.90	2.07	10.59	779	1.44	
62	7.30	1999.00	0.53	3.60	14.82	0.46	19.41	0.00	10.80	7.60	0.43	18.83	1423	1.52	
63	7.10	941.00	1.13	1.80	6.07	0.43	9.23	0.00	5.84	2.60	1.07	9.51	710	1.49	
64	7.70	1117.20	0.60	2.30	7.35	0.38	10.63	0.00	5.24	4.40	1.21	10.85	784	1.02	
65	7.00	1117.20	1.13	1.86	7.05	0.38	10.42	0.00	6.74	3.10	0.90	10.74	815	1.51	
66	7.10	1117.20	1.26	1.66	7.71	0.26	10.89	0.00	6.59	3.00	0.92	10.51	813	1.77	
67	7.80	1529.00	0.73	4.06	9.59	0.44	14.82	0.00	9.11	4.00	1.41	14.52	1099	1.02	
68	7.20	1117.20	1.33	1.73	7.29	0.37	10.72	0.00	6.04	3.30	1.06	10.40	786	1.00	
69	7.00	1038.40	1.20	0.90	7.63	0.34	10.07	0.00	3.75	3.80	2.22	9.77	716	1.00	
70	7.40	1999.20	0.53	4.00	14.40	0.48	19.41	0.00	9.50	7.70	1.63	18.83	1380	1.52	
71	7.20	1176.00	1.30	1.13	8.36	0.39	11.18	0.00	2.60	8.00	0.93	11.53	749	1.54	
72	7.20	2058.00	2.40	2.13	15.10	0.35	19.98	0.00	10.39	7.60	1.59	19.58	1458	1.01	
73	7.40	1999.20	0.53	3.83	14.63	0.51	19.60	0.00	9.85	7.50	1.66	19.01	1482	1.53	
74	7.30	1999.20	2.26	2.21	14.88	0.44	19.79	0.00	10.03	7.80	1.56	19.39	1423	1.02	
75	7.40	1176.00	1.40	1.20	8.51	0.41	11.52	0.00	7.43	3.46	0.97	11.86	895	1.45	
76	7.10	1117.20	1.40	1.46	7.48	0.39	10.73	0.00	6.93	3.20	0.93	11.06	838	1.51	
77	7.50	2058.00	2.60	1.46	15.51	0.40	19.97	0.00	10.09	7.60	1.68	19.37	1397	1.53	
78	7.40	1999.00	2.50	1.80	14.48	0.43	19.21	0.00	10.61	7.60	1.39	19.60	1433	1.00	
79	7.70	2234.40	3.06	0.80	16.84	0.34	21.04	0.00	10.92	8.90	1.87	21.69	1581	1.52	
80	7.80	1999.20	1.20	1.70	16.06	0.45	19.41	0.00	9.65	7.60	1.58	18.83	1406	1.52	
81	7.00	248.00	0.46	1.00	0.54	0.43	2.43	0.00	1.65	0.50	0.21	2.36	184	1.46	
82	7.80	1529.00	0.46	3.80	10.12	0.44	14.82	0.00	7.41	5.50	1.47	14.38	1054	1.51	
83	7.80	2117.00	0.53	3.73	16.06	0.43	20.75	0.00	13.85	4.80	1.48	20.13	1575	1.52	
84	7.20	1117.20	1.20	1.60	7.76	0.39	10.95	0.00	7.22	3.20	0.86	11.28	813	1.48	
85	7.50	1999.20	0.53	3.20	15.29	0.56	19.58	0.00	10.27	6.70	3.10	20.07	1465	1.24	
86	7.70	1460.00	1.30	3.10	9.42	0.46	14.28	0.00	6.63	5.80	1.42	13.85	1006	1.53	
87	7.80	1430.80	2.00	2.20	9.21	0.47	13.88	0.00	7.01	5.20	1.39	13.60	1026	1.02	
88	7.50	2117.00	0.46	3.40	15.64	0.62	20.12	0.00	10.12	7.20	3.42	20.74	1515	1.52	
89	7.70	1999.20	1.00	2.70	15.59	0.30	19.59	0.00	11.97	5.20	1.84	19.01	1470	1.50	
90	8.50	1411.20	1.80	2.86	8.38	0.79	13.83	2.10	4.95	4.80	1.70	13.55	940	1.02	
91	7.90	1529.00	0.60	3.40	10.68	0.45	15.13	0.00	8.07	5.20	1.56	14.83	1089	1.00	
92	7.90	1529.00	0.73	3.80	10.01	0.43	14.97	0.00	8.10	5.11	1.46	14.67	1079	1.01	
93	7.80	1588.00	0.46	3.93	11.19	0.45	16.03	0.00	6.25	7.60	1.57	15.42	1090	1.93	
94	8.50	1529.00	2.06	2.86	8.81	0.81	14.54	0.00	8.27	5.10	1.47	14.84	1087	1.02	
95	7.80	1529.00	0.66	5.40	8.37	0.42	14.85	1.10	6.93	5.20	1.32	14.55	1056	0.43	
96	8.10	118.00	0.50	0.20	0.30	0.16	1.16	0.00	0.85	0.20	0.12	1.17	91	1.01	
97	8.20	2117.00	0.60	6.00	18.85	0.50	20.55	0.00	14.16	4.60	1.38	20.14	1597	1.01	
98	7.80	1588.00	0.80	3.73	10.49	0.40	15.42	0.00	9.54	4.80	1.39	15.73	1159	1.00	
99	7.50	1470.00	2.06	1.60	10.36	0.39	14.41	0.00	7.14	5.00	1.87	14.01	1037	1.41	
100	8.50	1411.20	0.53	2.40	10.51	0.39	13.83	1.10	4.87	5.50	1.95	13.42	898	1.51	
Media x	7.35	1545.69	1.20	2.13	10.82	0.58	14.73	0.04	7.89	4.91	1.81	14.65	1065.86	1.43	
Mediana	7.20	1529.00	1.00	1.83	10.29	0.45	14.35	0.00	7.69	4.88	1.38	14.20	1035.50	1.51	
Moda	7.20	1117.20	1.20	1.60	16.06	0.43	13.83	0.00	8.10	4.80	1.17	18.83	945.00	1.02	

Cuadro 9. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.

No.	Descripción del sitio de muestreo	Fecha de colecta	Latitud Norte	Longitud Oeste	m. s. n. m.
1*	Gran Canal puente de PEMEX	6/ VII/02	19° 37' 24"	99° 02' 43"	2252
2*	Canal de riego Chiconautla	6/ VII/02	19° 39' 29"	99° 02' 03"	2247
3*	Canal de riego San Andrés Tonanitla	6/ VII/02	19° 41' 03"	99° 02' 41"	2247
4*	Canal de riego Santa Ana Nextlalpan	6/ VII/02	19° 44' 04"	99° 04' 06"	2246
5*	Canal de evacuación Laminadora Zumpango	7/ VII/02	19° 47' 11"	99° 09' 54"	2280
6*	Canal de entrada Norte, Laguna de regulación, Zumpango	6/ VII/02	19° 47' 13"	99° 05' 34"	2251
7*	Laguna de Regulación ex-lago de Zumpango	7/ VII/02	19° 48' 05"	99° 06' 52"	2257
8	Gran canal II (Presidente Manuel A. Camacho)	7/ VII/02	19° 48' 30"	99° 05' 39"	2253
9	Salida Gran Canal Zumpango	6/ VII/02	19° 48' 41"	99° 06' 36"	2252
10	Salida Gran Canal Tequisquiác	6/ VII/02	19° 34' 15"	99° 08' 46"	2206
11*	Cauce salida de Tequisquiác	6/ VII/02	19° 54' 49"	99° 08' 37"	2212
12*	Cauce entrada a Apaxco salida a Jorobas	6/ VII/02	19° 57' 54"	99° 10' 32"	2188
13*	Cauce canal afluente de cauce (salida a Jorobas)	6/ VII/02	19° 58' 11"	99° 10' 40"	2194
14**	Canal pequeño revestido después de Vito	14/ VII/02	20° 01' 04"	99° 11' 52"	2162
15	Cauce natural Atonilco de Tula	20/ VII/02	20° 01' 15"	99° 12' 28"	2127
16	Canal grande revestido Texas	20/ VII/02	20° 01' 43"	99° 12' 11"	2151
17	Canal de concreto adelante del Cardonal	20/ VII/02	20° 03' 08"	99° 13' 51"	2106
18	Río Tula Ciudad de Tula	20/ VII/02	20° 03' 11"	99° 20' 11"	2029
19	Canal de tierra grande, después de refinería Hotel "Las Plazas"	20/ VII/02	20° 03' 13"	99° 18' 47"	2086
20	Canal de tierra grande, Después de refinería Praxair	20/ VII/02	20° 03' 18"	99° 18' 17"	2098
21	Canal grande de tierra Atitlaquia	20/ VII/02	20° 03' 24"	99° 13' 10"	2116
22	Canal de concreto despues de refinería	20/ VII/02	20° 03' 29"	99° 16' 08"	2113
23	Puente de piedra Atitlaquia	20/ VII/02	20° 03' 31"	99° 13' 28"	2114
24	Canal de tierra El Cardonal	20/ VII/02	20° 03' 33"	99° 13' 38"	2119
25	Canal grande de tierra salida de Tula puente verde rumbo a Alfajayucan	14/ IX/02	20° 03' 59"	99° 19' 47"	2057
26	Canal revestido chico a nivel de puente de ferrocarril salida Tula a Alfajayucan	14/ IX/02	20° 04' 28"	99° 20' 01"	2080
27	Canal grande revestido de Tula rumbo a Actopan	14/ IX/02	20° 04' 28"	99° 18' 59"	2085
28	Canal revestido chico después de Tula hacia Alfajayucan (Puente, de ferrocarril grande)	7/ IX/02	20° 05' 00"	99° 20' 14"	2084
29	Canal revestido chico Col. Julián Villagran, después de San Fco. Bojay	7/ IX/02	20° 05' 54"	99° 20' 31"	2088
30	Canal grande tierra después de Tlaxcoapan	20/ VII/02	20° 06' 29"	99° 13' 19"	2073
31	Canal de tierra entre Tlaxcoapan y Tlahuelilpan	20/ VII/02	20° 06' 59"	99° 13' 21"	2062
32	Canal de tierra Teltipan	21/ VII/02	20° 07' 00"	99° 12' 16"	2071
33	Canal revestido Tlahuelilpan Tula	21/ VII/02	20° 07' 20"	99° 15' 10"	2059
34	Salida de Tlahuelilpan a Tula	21/ VII/02	20° 07' 30"	99° 14' 57"	2052
35	Canal de tierra grande, Salida Tlahuelilpan Tula	21/ VII/02	20° 07' 41"	99° 14' 32"	2073
36	Presa Endhó	7/ IX/02	20° 08' 59"	99° 21' 30"	2031
37	Canal revestido chico arriba de la presa Endhó Gral. Pedro Ma. Anaya.	7/ IX/02	20° 09' 20"	99° 21' 18"	2034
38**	Canal Requena delante de Tlahuelilpan Hgo.	14/ VII/02	20° 09' 21"	99° 13' 50"	2045
39	Canal revestido adelante del canal Requena Tinaco	20/ VII/02	20° 09' 29"	99° 13' 53"	2041
40	Canal grande revestido presa Endhó (Sifón subterráneo)	7/ IX/02	20° 09' 33"	99° 21' 24"	2020
41	Canal revestido chico después del vertedor, presa Endhó	7/ IX/02	20° 09' 50"	99° 22' 03"	2040
42	Canal revestido después de Tinaco	20/ VII/02	20° 10' 03"	99° 13' 48"	2034
43	Canal revestido chico Ejido "La Loma", frente a oficinas ejidales municipio de Tepetitlán Hgo.	7/ IX/02	20° 10' 08"	99° 22' 24"	2035
44	Canal revestido chico "La Loma"	7/ IX/02	20° 10' 13"	99° 22' 45"	2048

Continuación cuadro 9

Muest. No.	Descripción del sitio de muestreo	Fecha de colecta	Latitud Norte	Longitud Oeste	m.s.n.m.
45	Canal chico revestido Tepetitán	7/IX/02	20° 11' 22"	99° 22' 53"	2058
46	Tezontepec de Aldama Río Tula	7/IX/02	20° 11' 39"	99° 16' 50"	2021
47	Canal revestido antes de Mixquihuala	20/IX/02	20° 12' 02"	99° 13' 17"	2006
48	El Pacheco	1/IX/02	20° 15' 07"	99° 00' 09"	1991
49	Manantiales adelante de Progreso	27/ VII/02	20° 16' 01"	99° 11' 24"	1884
50	Drenaje agrícola de San Salvador antes de descarga municipal	1/IX/02	20° 17' 10"	99° 00' 33"	1943
51	Salida de Actopan puente revestido grande	24/VIII/02	20° 17' 26"	98° 58' 33"	1968
52**	Canal revestido adelante de manantiales, Xochitlán	14/VII/02	20° 17' 26"	99° 11' 15"	1992
53	Canal perpendicular salida de Actopan puente revestido grande Aguas Blancas	24/VIII/02	20° 17' 54"	98° 58' 10"	1966
54	Canal revestido chico Demacú	1/IX/02	20° 18' 11"	99° 02' 10"	1994
55	Canal grande revestido adelante de Xochitlán	27/VII/02	20° 18' 27"	99° 12' 15"	1998
56	Canal de tierra chico lagunilla adelante de Xixú	24/VIII/02	20° 18' 30"	98° 59' 59"	1947
57	Canal grande revestido delante de Xuchitlán	27/VII/02	20° 18' 30"	99° 11' 49"	2002
58	Casco de Hacienda Chapantongo, canal chico	7/IX/02	20° 18' 39"	99° 23' 46"	2080
59	Canal revestido grande. Ejido "La Mora" adelante de Xuchitlán	27/VII/02	20° 18' 59"	99° 11' 55"	1999
60	Chilcuautla Río Tula	21/VII/02	20° 19' 32"	99° 13' 23"	1956
61**	Canal revestido chico adelante de Chilcuautla, (espumoso)	14/VII/02	20° 20' 35"	99° 12' 23"	1977
62	Canal de tierra adelante de la La Lagunilla	24/VIII/02	20° 20' 46"	99° 01' 04"	1926
63	Canal de salida Presa Rojo Gómez	14/IX/02	20° 20' 46"	99° 20' 41"	1986
64	Canal revestido chico El Mejay	27/VII/02	20° 21' 30"	99° 12' 38"	1798
65	Canal de piedra cerca de la Presa Rojo Gómez	7/IX/02	20° 21' 41"	99° 19' 39"	1972
66	Canal grande revestido delante de San Pablo Oxtotipan	7/IX/02	20° 22' 22"	99° 21' 25"	1954
67	Balneario Tlacotalpilco Río Tula	27/IX/02	20° 22' 25"	99° 13' 20"	1602
68	Canal grande revestido después de Xamage	7/IX/02	20° 22' 31"	99° 19' 56"	1956
69**	Canal revestido mediano después de El mejay	14/VII/02	20° 23' 02"	99° 11' 51"	1559
70	Pueblo de Yolotepec, canal revestido grande	24/VIII/02	20° 23' 14"	99° 04' 05"	1920
71	Canal revestido Xuchitlán	1/IX/02	20° 23' 27"	99° 08' 32"	1950
72	Canal grande revestido, convento Agustino antes de Villagrán	1/IX/02	20° 23' 32"	99° 04' 46"	1913
73	Canal revestido grande, adelante de Villagrán Yolotepec	24/VIII/02	20° 23' 33"	99° 04' 46"	1913
74	Canal revestido grande. Antes de Villagrán	1/IX/02	20° 23' 42"	99° 05' 25"	1921
75	Xuchitlán canal revestido	1/IX/02	20° 23' 46"	99° 09' 02"	1894
76	Puente de Alfajayucan	7/IX/02	20° 24' 50"	99° 20' 55"	1890
77	Canal grande revestido Ocotza	1/IX/02	20° 24' 53"	99° 06' 08"	1915
78	Canal grande curva de nivel Ocotza	1/IX/02	20° 25' 31"	99° 05' 46"	1921
79	Canal de tierra después de Ocotza	1/IX/02	20° 25' 46"	99° 05' 23"	1881
80	Canal alto siguiendo curvas de nivel, Taxado (escuela)	1/IX/02	20° 26' 05"	99° 08' 15"	1912
81	Presa Vicente Aguirre	14/IX/02	20° 25' 54"	99° 21' 42"	1859
82	Canal principal Taxado	27/VII/02	20° 26' 07"	99° 09' 24"	1790
83	Canal "El Tecolote" adelante de humedales Tephe	27/IX/02	20° 26' 59"	99° 10' 44"	1781
84	Canal grande revestido después de Alfajayucan, carretera Alfajayucan	7/IX/02	20° 27' 52"	99° 20' 04"	1858
85	Río central de Ixmiquilpan	27/VII/02	20° 28' 49"	99° 12' 46"	1712
86**	Río Tula Ixmiquilpan	14/VII/02	20° 28' 51"	99° 13' 17"	1691
87**	Canal de piedra después de Ixmiquilpan	14/VII/02	20° 28' 51"	99° 15' 19"	1744
88	Canal al Oriente de la Ciudad de Ixmiquilpan	27/VII/02	20° 29' 12"	99° 12' 39"	1604
89	Presa Debodhé	27/VII/02	20° 29' 20"	99° 07' 05"	1821
90	Canal revestido chico paralelo a la carr. a Ixmiquilpan, perpendicular a la carretera a Dexthó (Limite)	14/IX/02	20° 29' 27"	99° 14' 37"	1707
91	Canal grande el Nith	27/VII/02	20° 29' 32"	99° 10' 58"	1710
92	Canal revestido chico "La Estación"	27/VII/02	20° 29' 43"	99° 09' 49"	1796
93	Canal grande revestido Capula	27/VII/02	20° 29' 59"	99° 07' 16"	1792
94	Canal revestido Dexthó	14/IX/02	20° 29' 59"	99° 16' 25"	1727

Continuación cuadro 9

Muest. No.	Descripción del sitio de muestreo	Fecha de colecta	Latitud Norte	Longitud Oeste	m. s. n. m.
95	Salida de Capula dirección a Ixmiquilpan	27/VII/02	20° 30' 26"	99° 08' 22"	1781
96**	Canal cuadrado de concreto antes de la Estación Los Remedios	14/VII/02	20° 31' 30"	99° 19' 26"	1728
97	Canal revestido chico antes de Tasquillo	24/VIII/02	20° 31' 39"	99° 19' 12"	1708
98	Canal chico revestido Capula	27/VII/02	20° 30' 29"	99° 08' 10"	1786
99**	Puente Tasquillo Río Tula	14/VII/02	20° 34' 34"	99° 20' 47"	1594
100	Presa Zimapán	24/VIII/02	20° 39' 38"	99° 29' 25"	1560

Observaciones:

- Sin Lluvia.
- * poca Lluvia.
- ** Mucha lluvia.

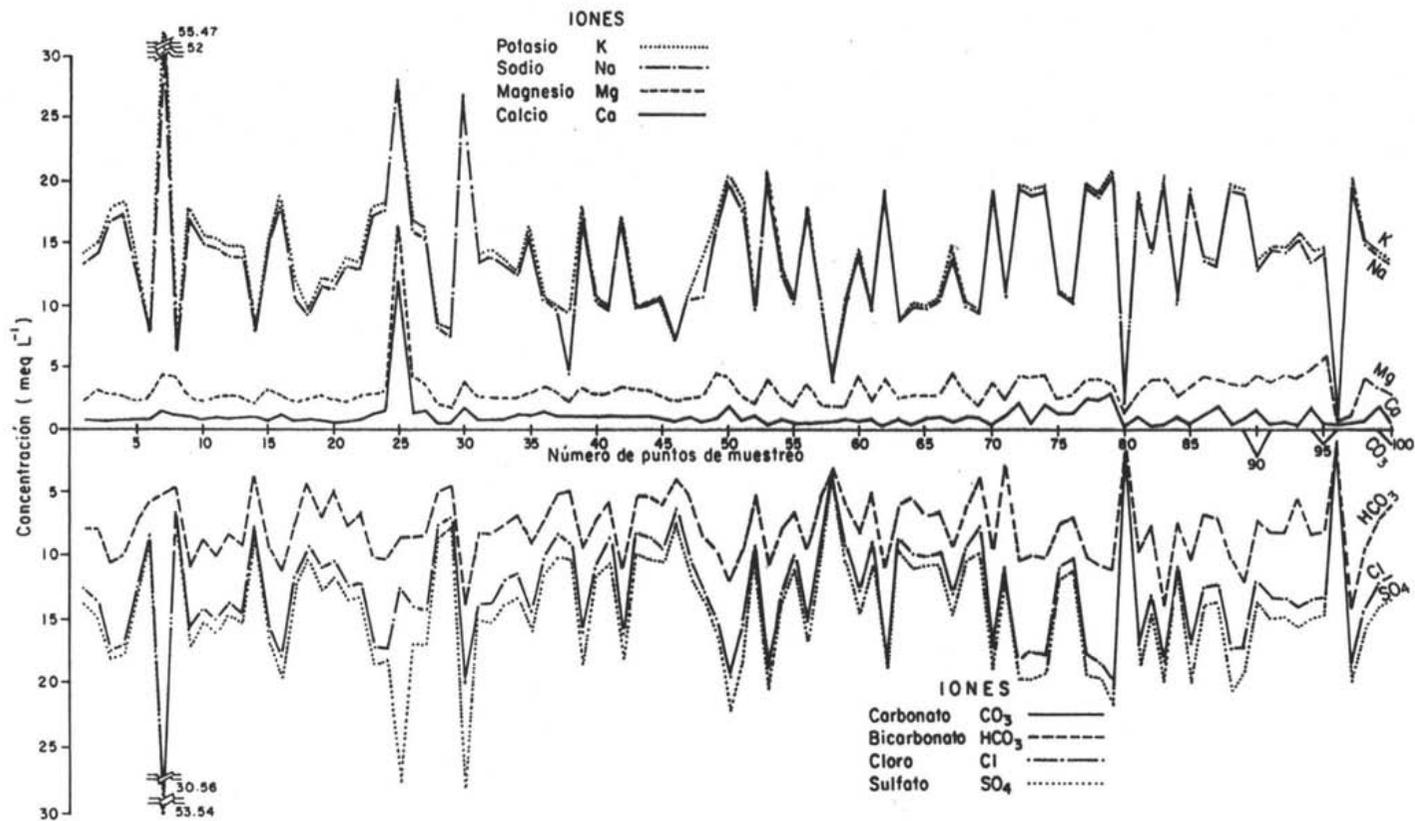


Figura 2. Composición iónica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.

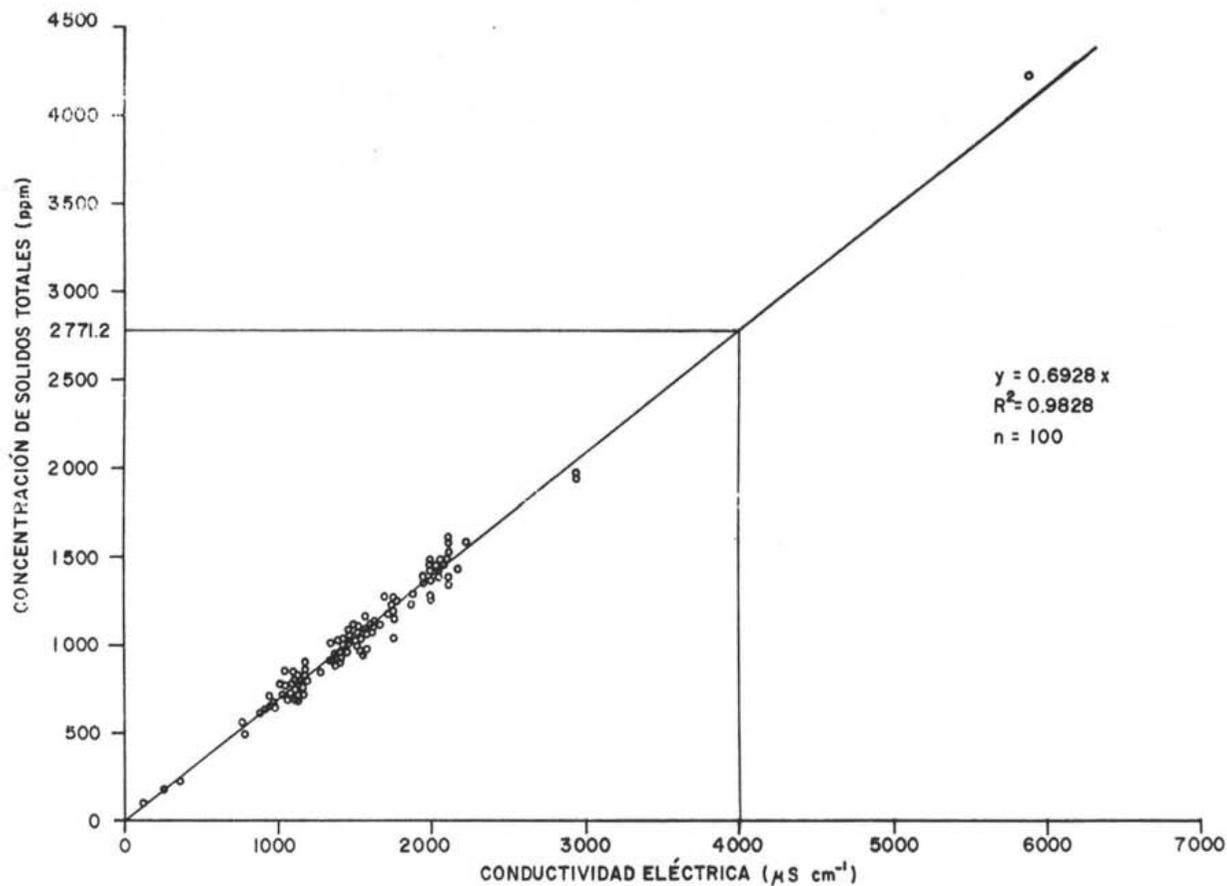


Figura 3. Relación entre la concentración de sólidos totales (ppm) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), en las aguas de riego residuales de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan - Zimapán.

El coeficiente $K = 0.6928$ que se ha obtenido al relacionar ppm y la CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$ al caracterizar físico-químicamente las aguas residuales del Valle del Mezquital indica que este valor está muy cercano al valor del coeficiente que se obtiene cuando las aguas de riego tienen cantidades considerables de iones bicarbonato (Ramírez, 1988).

Los valores aquí obtenidos de la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ se encuentran dentro del rango permitido (APHA 1989), como se observa en las siguientes expresiones, (Cuadro 10), el intervalo de exactitud recomendado por APHA oscila entre 0.9 y 1.10 mientras que en las aguas analizadas en este trabajo el valor obtenido es de 0.995,

Cuadro 10. Relación entre la CE calculada y la CE medida (valores aceptables).

Exactitud recomendada por APHA, 1989	Resultados obtenidos
$0.9 < \frac{CE \text{ calculada } \mu\text{S.cm}^{-1}}{CE \text{ medida } \mu\text{S.cm}^{-1}} < 1.10$	$\frac{CE \text{ calculada } 1538.48 \mu\text{S.cm}^{-1}}{CE \text{ medida } 1545.69 \mu\text{S.cm}^{-1}} = 0.995$

En las Figuras 4 y 5 se presentan las relaciones entre los cationes, aniones (meq) y la conductividad eléctrica en dS m^{-1} , respectivamente.

El coeficiente para cationes es $K = 9.5337$. El coeficiente para aniones $K = 9.4615$.

En el caso de determinaciones analíticas de cationes y de aniones en las aguas subterráneas y superficiales, el Manual 60 del laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de América establece que la suma de cationes o de aniones debe ser: Σ de cationes o aniones $\text{meq L}^{-1} = 10.0 \times \text{CE}$ (Richards, 1973). Aquí la conductividad eléctrica está expresada en $\mu\text{S cm}^{-1}$.

En el caso de nuestras determinaciones analíticas el valor del coeficiente $K = 9.462$.

Con la finalidad de conocer como se distribuyen los valores de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y los valores del total de sólidos disueltos (ppm), se construyeron los polígonos de frecuencia respectivos, Figuras 6 y 7.

Se puede observar que las aguas que riegan el Valle del Mezquital son residuales 94.0%, y solamente el 6.0% corresponde a manantiales o aguas subterráneas de pozos que posteriormente en aguas abajo se mezclan con las aguas residuales (cercanías de Salvador y Villagrán). La conductividad eléctrica $\mu\text{S cm}^{-1}$ de las aguas de manantiales está entre 0.0-400.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 400.0 - 800.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$. La distribución de las aguas residuales se presenta como sigue: 28% está entre 800 y 1200 $\mu\text{S cm}^{-1}$, el 29% está entre 1200.0 y 1600.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$, el 24% está entre 1600.0 y 2000.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$, el 10% de estas aguas residuales está entre 2000.0 y 2400.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$; y solamente el 2% de las aguas que riegan el Valle del Mezquital está entre 2400.0 y 2800.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$, por último es necesario señalar que, también se tiene 1.0% de aguas residuales de muy alta conductividad 5600-6000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Sobre la distribución de frecuencias se debe señalar que el 81% de las aguas residuales se encuentra entre 800.0 y 2000.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Las variaciones de concentración en la mayoría de las aguas residuales del Valle del Mezquital se deben a las aportaciones de afluentes que vienen de distintos ramales y de diferentes zonas urbano-industriales. En cambio, se puede señalar que las aguas residuales del muestreo de 2000.0-2800.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ provienen de zonas de una mayor actividad industrial. Como caso excepcional se tienen aguas residuales en 1.0% que poseen una conductividad de 5600.0-6000.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Estas aguas residuales son: evidentemente de origen industrial; por ejemplo la muestra de agua No. 7 es de un taller de laminadoras en Zumpango, Estado de México.

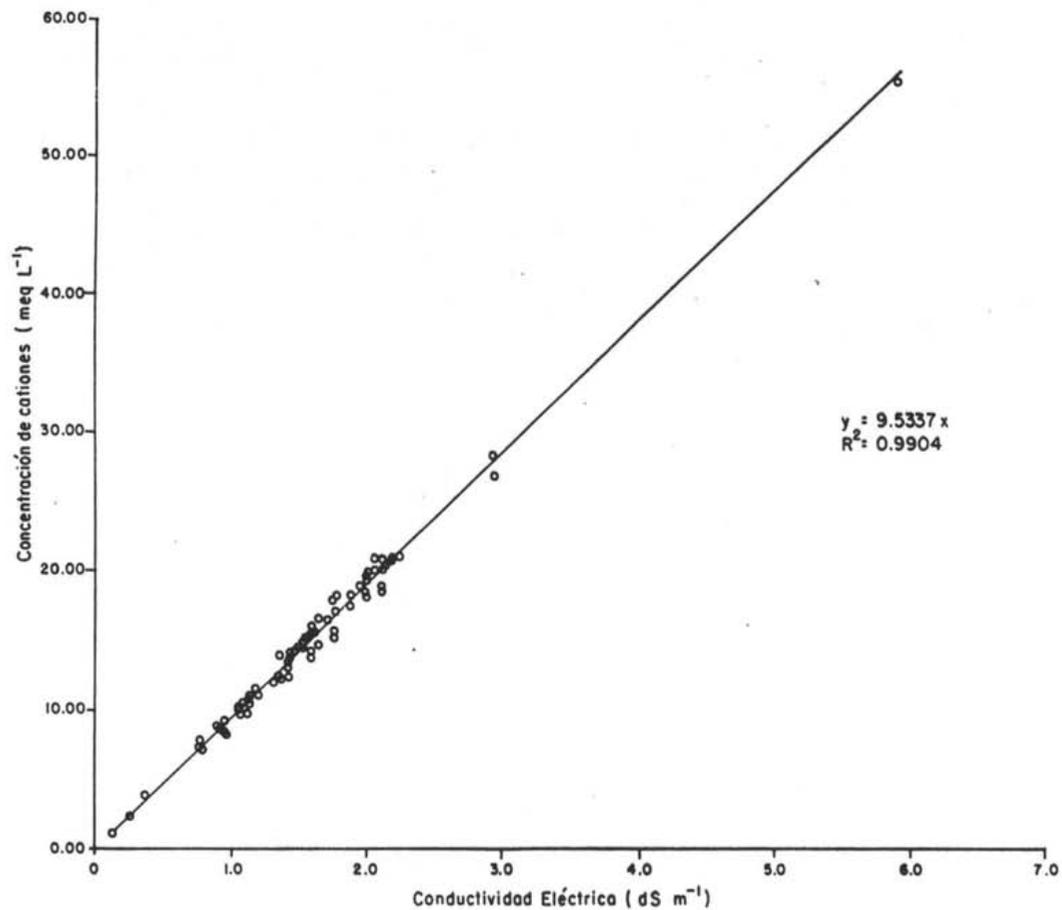


Figura 4. Relación entre la concentración de cationes y la conductividad eléctrica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango - Ixmiquilpan - Zimapan .

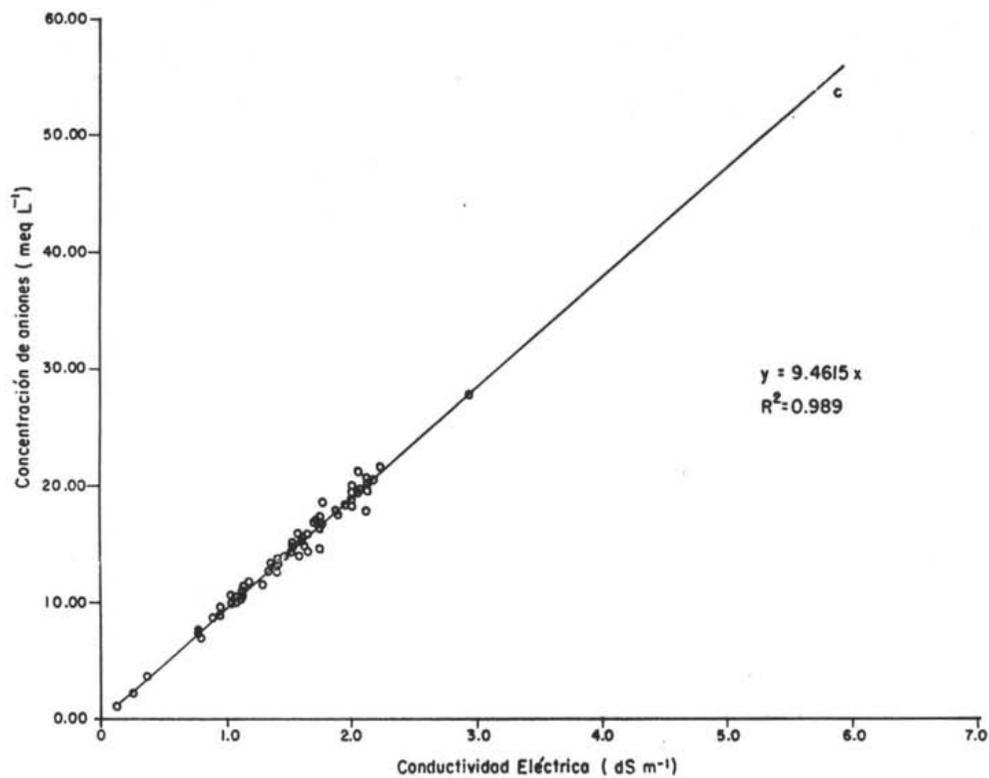


Figura 5. Relación entre la concentración de aniones y la conductividad eléctrica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango – Ixmiquilpan – Zimapan.

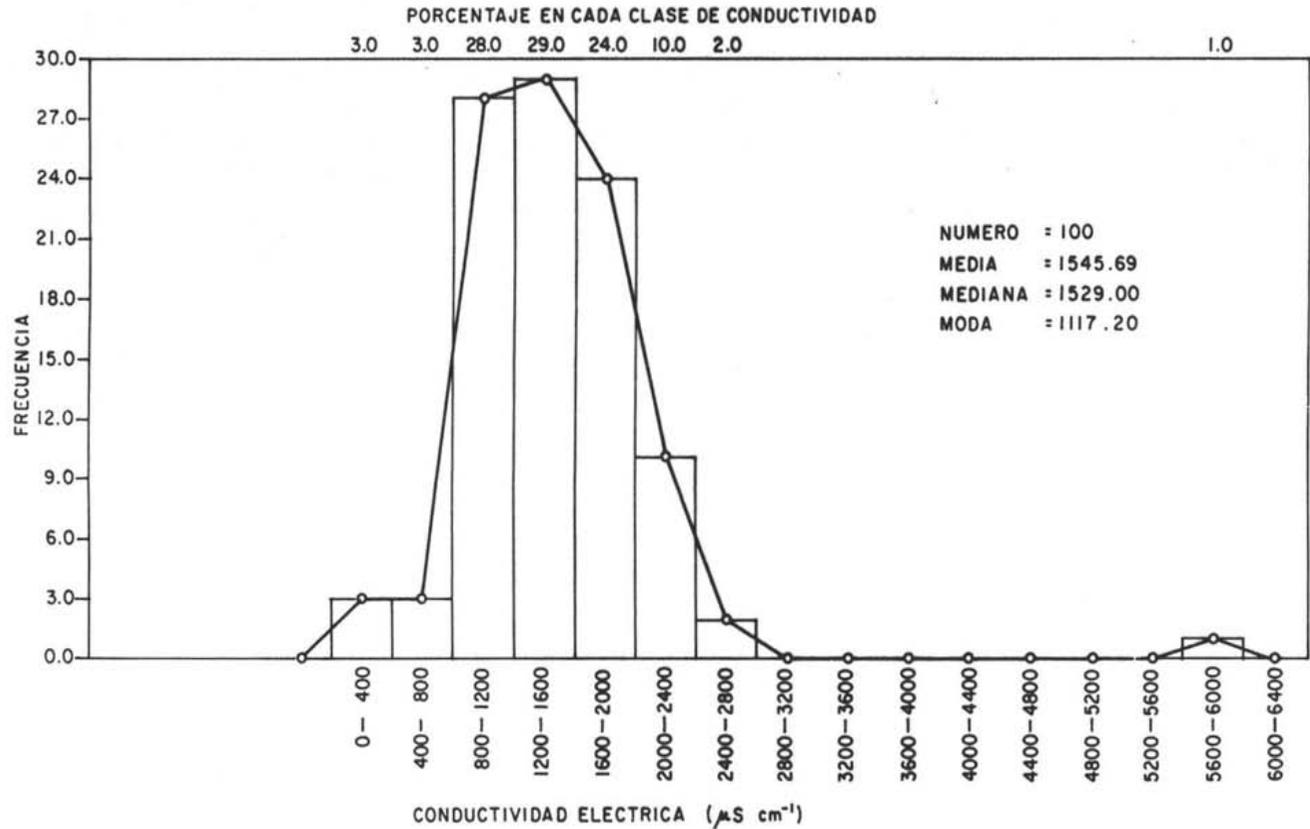


Figura 6. Distribución de frecuencias de las aguas residuales con respecto a la conductividad eléctrica, de la red hidrográfica de Zumpango — Ixmiquilpan — Zimapán .

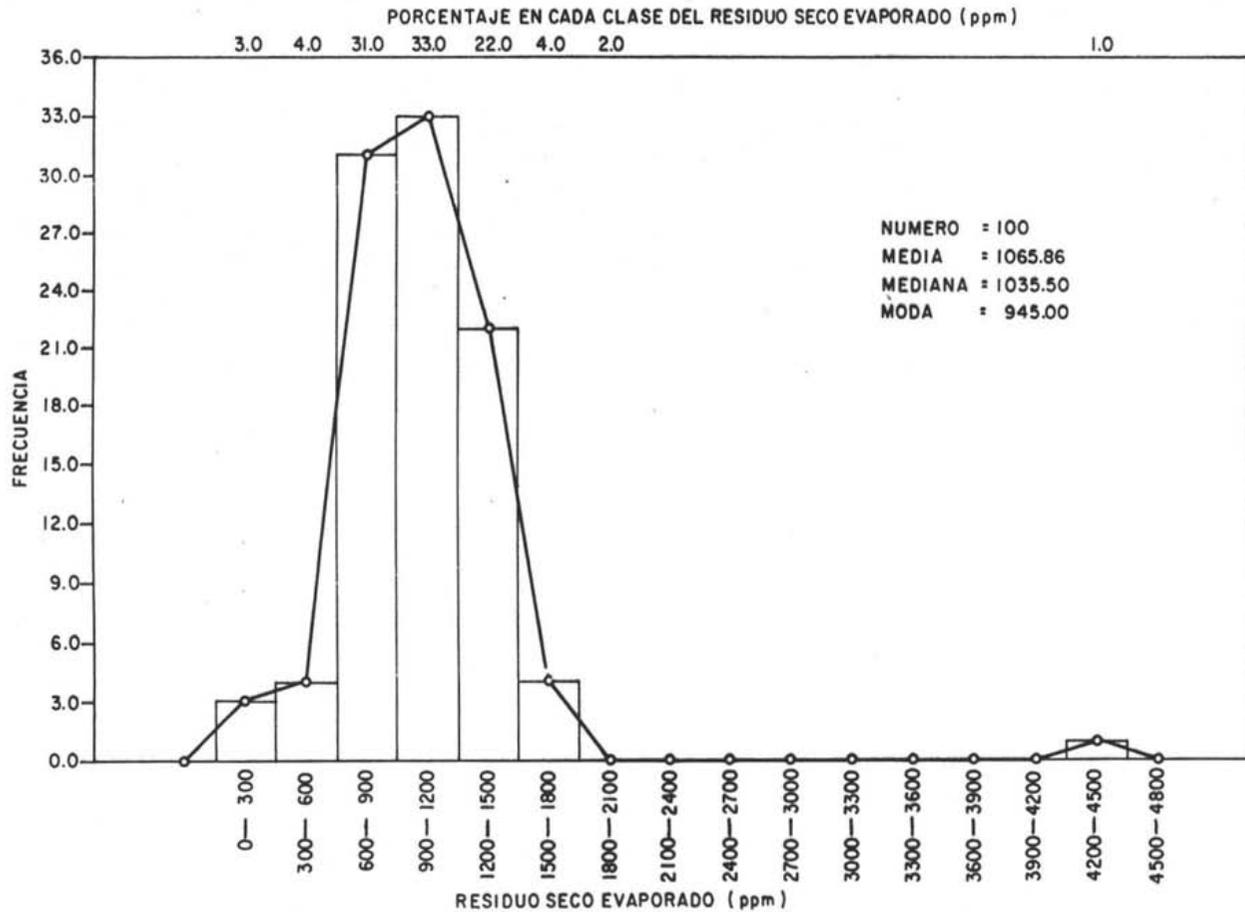


Figura 7. Distribución de frecuencias de las aguas residuales con respecto al residuo seco evaporado (ppm), de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.

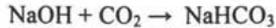
9.2. Distribución de aniones y cationes en las aguas residuales.

En la Figura 2 se presentan las distribuciones de los cationes y de los aniones de las 100 estaciones de muestreo. En el “corte longitudinal” de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán que conducen las aguas residuales para riego de esta gran red hidrográfica se pueden observar las distintas superficies que ocupan los diferentes cationes y aniones. En el caso particular del ión sodio Na^+ , es notable que este catión ocupa la mayor superficie de manera preponderante, en lo que se refiere a su concentración relativa con respecto a los demás cationes, y casi en la totalidad de las estaciones de muestreo se advierte que el ión sodio Na^+ , aproximadamente representa el 64.0-75.0 % con respecto a la suma de cationes. En las muestras de agua de baja concentración que corresponden a las estaciones de manantiales, el ión sodio Na^+ en su composición, solo representa el 20.0-25.0 %, con respecto a la suma total de cationes.

En las aguas residuales aquí estudiadas se encuentra que la relación $\text{Na}^+ / \text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} > 3.0$. El uso de esta agua en el riego agrícola desarrollará problemas físicos y químicos en los suelos (Kovda *et al.*, 1967).

Las sales de sodio que se encuentran en las aguas residuales analizadas son: bicarbonato de sodio NaHCO_3 , cloruro de sodio NaCl y sulfato de sodio Na_2SO_4 (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

El contenido de iones bicarbonato en las aguas residuales es alta en promedio $\bar{X} = 7.89$ meq L^{-1} . Grandes cantidades de iones bicarbonato se originan con la participación del CO_2 resultante de la actividad biológica tanto aeróbica como anaeróbica. Este proceso ocurre como sigue:



El bicarbonato de sodio NaHCO_3 se transforma en carbonato de sodio Na_2CO_3 durante pequeñas fluctuaciones diurnas y nocturnas de temperatura (Kovda *et al.*, 1967). Esta transformación ocurre de acuerdo con la siguiente reacción:

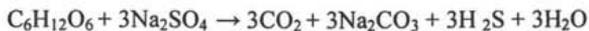


y mediante la formación de pequeñas cantidades de carbonato de sodio se provoca la precipitación de iones de calcio; de acuerdo con el siguiente esquema:



La eliminación sucesiva mediante precipitación de iones de calcio, modifica la relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ en las aguas residuales, incrementándose con esto el contenido relativo de iones sodio.

En las aguas residuales se tienen grandes cantidades de nutrimentos que son utilizados por la actividad microbiana. En condiciones anaeróbicas, el proceso de reducción de sulfatos es una fuente de iones bicarbonato. El cual se presenta como sigue:



En las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, la relación $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ es de 1.17, cuando esta relación es igual 1.0-2.0 representan procesos de sodificación en los suelos.

El contenido de Ca^{+2} en las aguas residuales es de 1.20 meq L^{-1} . A su vez, el contenido de Mg^{+2} es mayor que el contenido de Ca^{+2} . El contenido promedio de Mg es de 2.13 meq L^{-1} . En resumen, se puede decir que los iones bicarbonato, cuando estos predominan en las soluciones, propician la precipitación de los iones calcio. Variaciones en la concentración de Ca^{+2} y parcialmente del Mg^{+2} modifican sustancialmente los valores de la relación de adsorción de sodio (RAS) (Paliwal y Gandhi, 1976).

Como la concentración de sales y la composición de estas en las aguas residuales afecta a las distintas plantas de los cultivos agrícolas; es importante hacer una descripción de estos efectos.

Los efectos de las sales sobre las plantas son.:

1. El efecto osmótico que resulta de la totalidad de las sales disueltas en el agua del suelo.
2. Efectos específicos debidos a la toxicidad de cada ion, tomado de manera independiente y que están referidos a la concentración total de cada ión; y
3. Desbalances nutrimentales

Efectos osmóticos. Con el incremento de la salinidad del suelo en la zona radicular, las plantas gastan más de su energía disponible para ajustarse a una determinada concentración de sales dentro de sus tejidos (ajuste osmótico) para poder obtener agua del suelo para satisfacer sus necesidades (Oster y Rhoades, 1986; SARH, 1993).

Toxicidad por ión específico. La disminución del crecimiento es debido a un exceso de concentraciones de iones específicos más que a efectos osmóticos propiamente dichos. A

este fenómeno se le llama “toxicidad por ión específico”, entre los iones específicos están: Cl^- , Na^+ , HCO^- y B (Ramírez, 1988; Mass y Hoffman 1977).

Boro.

Este elemento puede convertirse en tóxico en niveles ligeramente más grandes que los requeridos para un desarrollo satisfactorio de los cultivos agrícolas. Los síntomas por el exceso del boro se expresan por quemaduras en las puntas y orillas de las hojas, hojas secas, clorosis (amarillamiento de las hojas) aparición de hojas azules y rojas debido a la acumulación de antocianina, abultamiento con manchas, caída prematura de las hojas, caída de las ramas y poco crecimiento.

Cloruros. Estos pueden causar daños específicos (quemaduras en las hojas, clorosis, caída de las ramas) en las especies arbóreas y arbustivas (cítricos, aguacate y nogal), pero este ion no es tóxico a los cultivos hortícolas, granos, forrajes o fibras. La tolerancia entre especies leñosas varía, y también varía entre patrones dentro de cada especie. Estas diferencias comúnmente reflejan las habilidades de excluir o retardar las acumulaciones de cloruros.

Bicarbonatos. Los bicarbonatos indirectamente afectan la nutrición del Fe y directamente a los procesos de sodicidad a través de sus efectos sobre el suelo, el pH, y a su vez debido a la precipitación del carbonato de calcio. Su disponibilidad generalmente disminuye con el aumento del pH en parte debido a su adsorción del sobre el carbonato de calcio coloidal y por otra parte además se reduce adicionalmente la solubilidad de sus óxidos.

La precipitación del carbonato de calcio reduce la concentración del calcio soluble, aumentándose con esto la cantidad relativa de sodio soluble y sodio intercambiable.

Los efectos del ión sodio pueden ser directos (acumulación en las plantas) o indirectos (desbalance nutrimental y destrucción de las propiedades físicas del suelo). Los efectos directos son (quemaduras de las hojas, clorosis y caída de las ramas). Esto puede ocurrir en aguacate, cítricos y en árboles de nogal. Con respecto al desbalance nutrimental es consecuencia de concentraciones insuficientes ($<1.0 \text{ mmol L}^{-1}$) de calcio o de magnesio, para prevenir la asimilación y acumulación del sodio. Y consecuentemente, como los niveles de sodio aumentan, la probabilidad de los problemas nutrimentales también aumentan. Cuando el suelo se hace más salino, los efectos nutrimentales inducidos por los altos contenidos de sodio disminuyen y entonces predominan las alteraciones osmóticas y se hacen predominantes.

Por otro lado, otro efecto indirecto de los altos contenidos de sodio en las soluciones de los suelos son: las costras, los encharcamientos y baja permeabilidad. La mayoría de las plantas de los cultivos agrícolas (excepto el arroz) pueden afectarse adversamente. El sodio intercambiable aumenta el hinchamiento de las arcillas y la dispersión (desagregación), estos procesos disminuyen la permeabilidad en el suelo, del agua y el aire. El hinchamiento de las arcillas y la dispersión dependen de los niveles de sodio intercambiable y de la salinidad del agua de riego (Oster y Rhoades, 1986).

En síntesis se puede observar que las "superficies" predominantes en la composición iónica de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán son las que corresponden a las concentraciones de Na^+ y de HCO_3^- .

9.3. El "Índice" Relación Adsorción de Sodio (RAS).

Por lo general, el riego de los cultivos agrícolas se hace con aguas de diferente calidad, y debido a las distintas pérdidas por conducción y también a su vez debido a los excesos de las láminas de riego que se entregan a los cultivos para satisfacer sus requerimientos de humedad; todo esto ha provocado que conjuntamente se presenten en los suelos agrícolas bajo riego una elevación de los niveles freáticos más allá de los límites de los que se consideran críticos para ciertos cultivos; y por lo tanto a su vez se desarrolle una salinización secundaria, es la salinización de los suelos creada por el riego, debido a la elevación en los niveles freáticos y a una redistribución tanto horizontal como vertical de las sales primarias o naturales que se encuentran inicialmente en los distintos espesores litológicos (Szabolcs, 1989).

Dentro de las propiedades físicas que se afectan cuando se riega con aguas de diferente composición química y de distinto RAS se encuentran; la porosidad, la conductividad hidráulica y la velocidad de infiltración.

En un medio agua-suelo el movimiento del agua se ve afectado por la interacción que ocurre entre el suelo y el agua, debido a los procesos de intercambio catiónico; ya que el agua de riego al ser una solución electrolítica cuyos constituyentes actuarán con las diferentes fracciones texturales, principalmente con la fracción arcillosa, dado que es la fracción más activa, debido a su enorme superficie, es de suponer entonces, que se afectarán de alguna manera las propiedades físicas de los suelos, dependiendo esto del tipo de fracción arcillosa y de la calidad del agua de riego (McNeal, 1968).

La mayoría de los minerales arcillosos poseen una estructura formada por capas tetraédricas y octaédricas. A los minerales arcillosos que tienen una capa octaédrica y una capa tetraédrica se les denomina minerales arcillosos uno a uno, y se indican como sigue: 1:1, a estos minerales pertenecen la caolinita y la halloisita. Existen minerales que tienen tres capas dos tetraédricas y una octaédrica y que se indican como 2:1; a estos minerales se les denomina de relación dos a una, y entre estos minerales arcillosos está la montmorillonita y la vermiculita (Mc Neal y Coleman 1966).

La adsorción de cationes ocurre en el complejo de intercambio catiónico que está formado de coloides minerales, orgánicos y orgánico-minerales. El tipo y la cantidad de los cationes adsorbidos influyen de forma importante en las propiedades físicas y químicas de los suelos, por ejemplo el Ca^{+2} y el Na^{+} tienen una influencia directa en la estructura de los suelos. De este modo, el Ca^{+2} , al ser un buen coagulante favorece como consecuencia la formación de flóculos, permitiendo que el suelo tenga una estructura granulada, bien desarrollada y estable, en cambio, el ion sodio dispersa a las partículas coloidales de los suelos (Cuadro 11).

Al proceso mediante el cual las partículas del suelo se transforman en unidades independientes se le conoce como dispersión (Mc Neal, 1968). Se ha demostrado que cuando la doble capa difusa se encuentra saturada de cationes divalentes, es más "comprimida" que cuando está con cationes monovalentes; esto explica el mecanismo floculante de los cationes divalentes pues sirven como puente de unión entre las partículas (Gorbunov, 1967).

Los cationes divalentes son atraídos a la superficie cargada con una gran fuerza electrostática. La concentración de sales en la solución también tiende a comprimir la doble capa difusa debido a la pequeña difusión de iones de la superficie hacia la solución (Cuadro 11).

Cuadro 11. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos (Gorbunov, 1967 citado en Ortega, 1993).

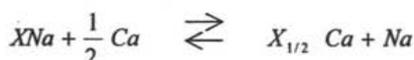
Propiedad de los suelos	actividad relativa
1. Dispersión	Na > K > Mg > Ca > Al
2. Máxima higroscopicidad	Na > K > Mg > Ca > Al
3. Velocidad de infiltración	Na < K < Mg < Ca < Al
4. Ascensión capilar	Na > K > Mg > Ca > Al
5. Plasticidad	Na > K > Mg > Ca > Al
6. Resistencia de los agregados	Na < K < Mg < Ca < Al
7. Reacción de la solución (pH)	Na > K > Mg > Ca > Al
8. Hinchamiento	Na > K > Mg > Ca > Al
9. Velocidad de absorción del agua	Na < K < Mg < Ca < Al
10. Adherencia	Na > K > Mg > Ca > Al
11. Disociación de coloides	Na > K > Mg > Ca > Al
12. Comprensibilidad cuando se tiene deshidratación	Na > K > Mg > Ca > Al

Por ejemplo, al analizar la dispersión cuando el complejo de intercambio catiónico está saturado con un solo tipo de catión, se observará que el suelo saturado con sodio (Na) se dispersa más que el suelo que está saturado con potasio (K), y este suelo se dispersará más

que el suelo saturado con magnesio (Mg) y así sucesivamente. De ésta misma manera se comporta la ascensión capilar, la compresibilidad cuando hay deshidratación, la plasticidad, el hinchamiento, etc. En dirección contraria cambia la velocidad de infiltración, la velocidad de absorción, etc.

Es conocido que los suelos sódicos poseen propiedades físicas adversas para el desarrollo de los cultivos: estructura poco resistente al agua, gran dureza cuando se secan o se deshidratan y alta plasticidad cuando se humedecen, así mismo la filtración del agua y el paso del aire se dificultan. La destrucción de la estructura de los suelos se debe en gran parte al grado con que está saturado con sodio (Na) el complejo de intercambio catiónico.

La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) se deriva de la reacción de intercambio siguiente (Gapon, en Richards, 1973; Velásquez-Machuca *et al.*, 2002):



Donde:

X - Representa el complejo de intercambio catiónico y las concentraciones iónicas de los iones de sodio Na^+ y de los iones de calcio Ca^{+2} de la solución del suelo están expresadas en $mmol L^{-1}$. Las fracciones adsorbidos de sodio XNa y de calcio $X_{1/2} Ca$ están expresados en $meq/100 g$.

Esta ecuación se puede representar de la siguiente manera:

$$\frac{X_{Na}}{X_{Ca}} = Kg \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{+2}}}$$

Donde:

K_g – es el coeficiente de selectividad iónica de Gapon y es una constante de intercambio iónico en los suelos que debe ser determinada experimentalmente.

X_{Na} y X_{Ca} , expresan las fracciones adsorbidas. Agregando el ión magnesio Mg^{+2} y expresando la concentración en gramos equivalentes se obtiene la ecuación siguiente:

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

A la parte izquierda de ésta ecuación se le conoce como la Relación de Sodio Intercambiable (RSI). A la parte del lado derecho se le conoce como Relación de Adsorción de Sodio o (RAS).

Si se conoce la RAS de una solución determinada o de aguas residuales en particular y conociendo la constante de selectividad iónica de Gapon K_g , para cada suelo, entonces se puede calcular el valor del PSI de la siguiente manera: Partiendo de las definiciones:

$$RSI = \frac{SI}{CIC - SI} \text{ y } PSI = \frac{SI}{CIC} \cdot 100;$$

donde SI - es el sodio intercambiable y CIC - es la capacidad de intercambio de cationes, entonces se obtiene:

$$PSI = \frac{RSI}{1 + RSI} \cdot 100$$

La constante de Gapon K_g depende fundamentalmente de la densidad de carga de las partículas coloidales del suelo y puede variar considerablemente de suelo a suelo.

Aquí en este trabajo de investigación se estudiaron los valores de la Relación de Adsorción de Sodio considerados como limitantes externos de evaluación y como estos valores se ven modificados por la precipitación parcial del Ca^{+2} , debido fundamentalmente a que este ion se precipita en forma de calcita ($CaCO_3$); y como la precipitación del Ca^{+2} depende de las concentraciones relativas de CO_3^{-2} y HCO_3^- en las soluciones de los suelos y de las aguas residuales, entonces las evaluaciones de la calidad de las aguas residuales de riego, a través del índice RAS, dependerá de las cantidades de iones de calcio Ca^{+2} que parcialmente se asociarán con los iones bicarbonato y carbonato.

Con el propósito de analizar como varían las condiciones de clasificación de las aguas residuales cuando se utilizan diferentes formulaciones del RAS; aquí para este efecto, se utilizaron las siguientes formulaciones del RAS:

Relación de Adsorción de Sodio (original)

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca^{+} + Mg}{2}}} \quad (\text{Gapón, citado por Richards 1973})$$

Relación de Adsorción de Sodio (ajustado)

$$RAS_{aj.} = RAS [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (\text{Bower y Wilcox, 1965})$$

Relación de Adsorción de Sodio (corregido)

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca^{o} + Mg}{2}}} \quad (\text{Suárez, 1981})$$

En distintas investigaciones se ha estado observando que cuando en los suelos, los valores del "índice" RAS cambian sustancialmente, debido a la precipitación del carbonato de calcio de dichas aguas. Entonces en esta situación se tiene un efecto directo en el peligro potencial del ion sodio durante el uso de estas aguas. La esencia de este problema o la importancia de estos cambios en las soluciones acuosas ha sido objeto de un gran número de investigaciones en los últimos años y como consecuencia de esto, se han encontrado opiniones muy variadas para evaluar el peligro del Na^+ en las aguas de riego y especialmente aquellas aguas que contienen concentraciones libres de carbonato y de bicarbonato (Bower *et al.*, 1965).

Por último se debe señalar que diferentes valores del "índice" RAS clasifican a un agua dentro de una determinada peligrosidad del ion sodio en el diagrama de Richard (1973); sin embargo, cuando se toman en cuenta distintas formulaciones del "índice" RAS; estas mismas aguas quedan clasificadas dentro de otros valores de peligrosidad del ion sodio ya que indican distintos valores de RAS. Diferentes valores de peligrosidad del ion sodio indican distintos valores de sodio intercambiable en los suelos. La determinación del "índice" RAS a través de diferentes formulaciones del RAS lleva implícito distintas fracciones de calcio precipitado en forma de calcita (CaCO_3), debido a los procesos físico-químicos que se tienen en las aguas residuales, tales como cambios en el pH y variaciones de temperaturas diurnas y nocturnas.

En las Figuras 8, 9, 10 y 11 se presenta el diagrama general de clasificación de las aguas de riego y las ubicaciones de la calidad de las aguas residuales tomando en cuenta las diferentes formulaciones de RAS.

Cuando las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán son clasificadas mediante el uso del RAS (original) las diferentes aguas residuales quedan clasificadas como sigue: C₃-S₂ 58.0%, C₃-S₃ 30.0%, C₃-S₁ 7.0%, C₁-S₁ 2.0%, C₃-S₄ 1.0%, C₄-S₄ 1.0% y 1 % en C₂S₁ Figura 9.

El 88.0% de las aguas residuales se clasifica como C₃-S₂ y C₃-S₃, es decir, la peligrosidad de acumulación del sodio intercambiable es de media a alta. Las aguas clasificadas como C₁-S₁ y C₂-S₁ 3.0% son aguas de manantiales, en donde, su conductividad eléctrica es <750.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Las aguas residuales del grupo C₃-S₁ 7.0% corresponde a aguas residuales de concentraciones < 1000.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$. En cambio las aguas residuales C₃-S₄ 1.0% y C₄-S₄ 1.0% corresponde a aguas de 2250.0-3000.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Como un caso particular de una agua residual de alta concentración es el afluente del Gran Canal que deriva hacia este de una laminadora en Zumpango y la conductividad eléctrica es de 5880.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$; y de un RAS = 32.0. Obviamente esta es una agua residual que no se aprovecha en el riego agrícola, sin embargo, en su derivación hacia el Gran Canal, y de ahí al sistema de Canales de Riego de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, su concentración se promedia adquiriendo valores promedio al de las demás aguas residuales del grupo C₃-S₂ y C₃-S₃.

En la Figura 10 se presenta la ubicación de las diferentes aguas residuales en el diagrama de Richards (1973) de acuerdo con los valores de RASaj (ajustado).

De acuerdo con esta formulación del RAS, que toma en cuenta condiciones de un pH en equilibrio con un suelo sódico pH = 8.4, es decir, un pH del suelo en donde debido a

condiciones de sodicidad una determinada cantidad de calcio Ca^{+2} se precipita en forma de calcita (CaCO_3); y tomando en cuenta estas condiciones, las aguas residuales, que se estudiaron quedan clasificadas como sigue:

El 52.0% queda clasificada como $\text{C}_3\text{-S}_4$, el 34.0% de las aguas residuales se clasifica como aguas de tipo $\text{C}_3\text{-S}_3$ y el 2.0% de esta agua residuales quedan clasificadas como tipo $\text{C}_4\text{-S}_3$.

El 8.0% de las aguas residuales quedaron clasificadas como aguas del tipo $\text{C}_3\text{-S}_2$.

El 1.0% de estas aguas residuales quedaron clasificadas como aguas del tipo $\text{C}_2\text{-S}_1$, igual que en el grupo C_3S_1 .

Por último el 2.0% de las aguas residuales quedó clasificada como aguas del tipo $\text{C}_1\text{-S}_1$.

En la Figura 11 se presenta la ubicación de las aguas residuales de acuerdo con la formulación del RAScor (corregido).

El 50.0% de las aguas residuales se encuentran clasificadas como aguas del tipo $\text{C}_3\text{-S}_2$. El 32.0% de las aguas residuales se clasifican como aguas del tipo $\text{C}_3\text{-S}_3$. El 8.0% de las aguas residuales quedan clasificadas como aguas del tipo $\text{C}_3\text{-S}_1$, 6% se ubica en el grupo C_3S_4 . El 1.0% de las aguas residuales se clasifica como aguas del tipo $\text{C}_4\text{-S}_2$. El 1.0% de las aguas residuales se clasifica como aguas del tipo $\text{C}_2\text{-S}_1$. El 1.0% de las aguas residuales de acuerdo con esta formulación del RAS se clasificaron como $\text{C}_4\text{-S}_4$, igual que en el grupo C_1S_1 .

En síntesis si analizamos como quedan clasificadas las aguas residuales en forma mayoritaria de acuerdo con las distintas formulaciones del "índice" RAS, éstas quedan comprendidas en los grupos y porcentajes que se indican en el Cuadro 12.

Cuadro 12. Clasificación de las aguas residuales de acuerdo con diferentes formulaciones de RAS.

Tipo de agua	RAS	(%)
C3-S2	original	58.0
C3-S3	original	30.0
C3-S2	ajustado	8.0
C3-S3	ajustado	34.0
C3-S4	ajustado	52.0
C3-S2	corregido	50.0
C3-S3	corregido	32.0
C3-S4	corregido	6.0

De acuerdo con las diferentes formulaciones del RAS si consideramos que el RAS (original) no toma en cuenta la posible precipitación del ion calcio Ca^{+2} en forma de calcita, la mayoría de las aguas 87.0% son del tipo $\text{C}_3\text{-S}_2$ y $\text{C}_3\text{-S}_3$. En cambio, cuando se toman procesos de equilibrio con un $\text{pH} = 8.4$ que es propio de los procesos de sodicidad, entonces, las aguas se clasifican como $\text{C}_3\text{-S}_2$, $\text{C}_3\text{-S}_3$ y $\text{C}_3\text{-S}_4$ y en conjunto 50% de las aguas residuales se desplazan hacia agua de clasificación $\text{C}_3\text{-S}_4$.

En cambio, cuando la formulación del RAS se corrige en condiciones físico-químicas que toman en cuenta fracciones de precipitación del ion calcio en forma de calcita, considerando condiciones de presión parcial del CO_2 , entonces, las aguas se clasifican esencialmente en los grupos $\text{C}_3\text{-S}_2$ y $\text{C}_3\text{-S}_3$.

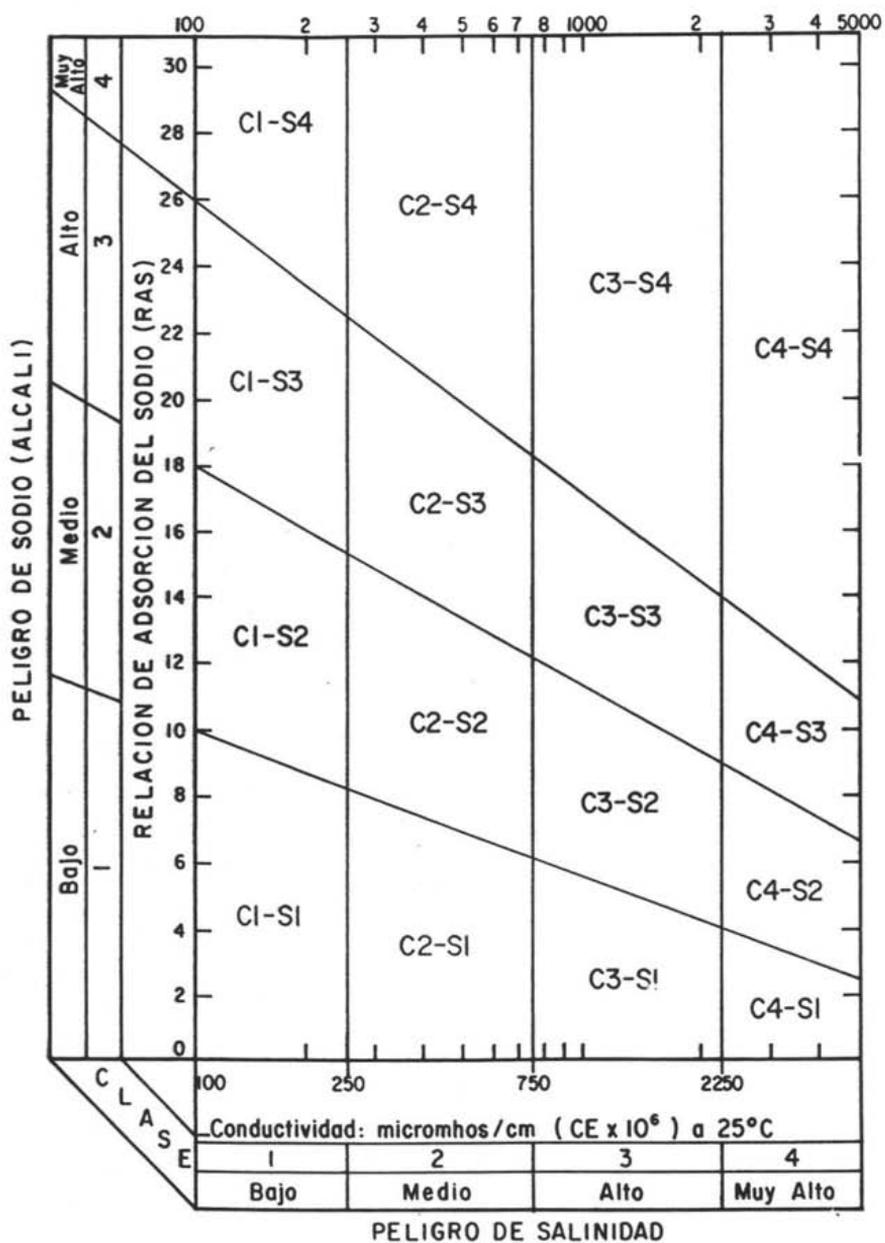


Figura 8. Diagrama para la clasificación de las aguas para riego.

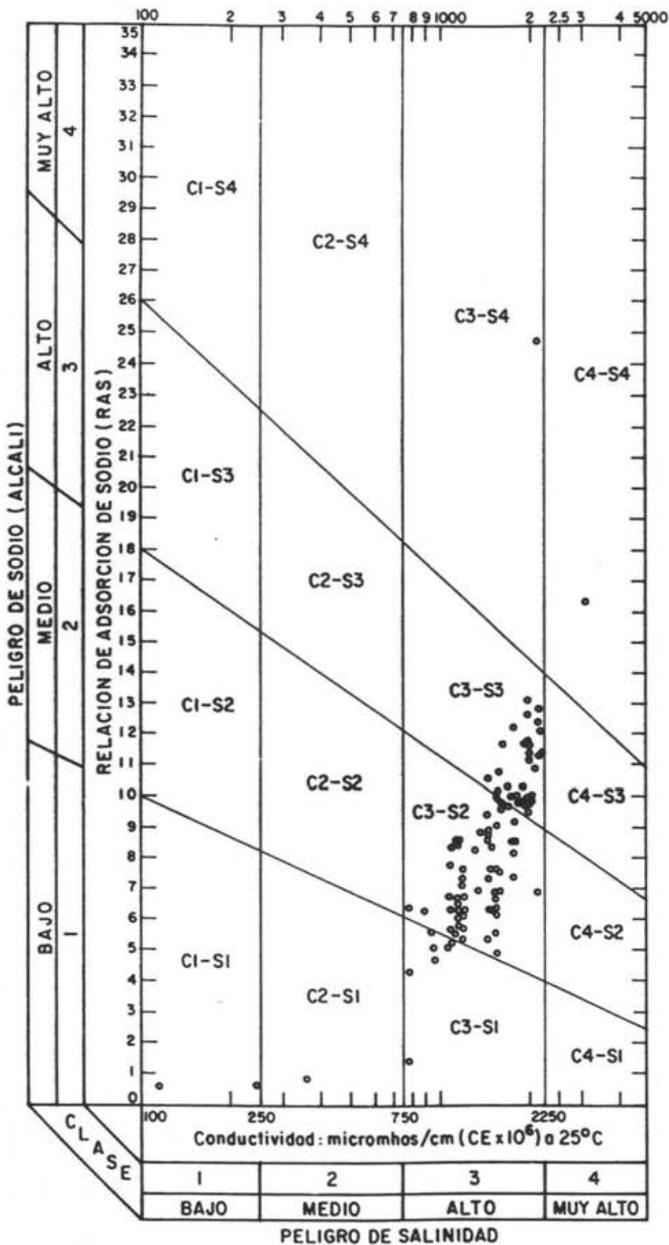


Figura 9. Diagrama de la clasificación de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango - Ixmiquilpan - Zimapán. RAS_{original}-CE.

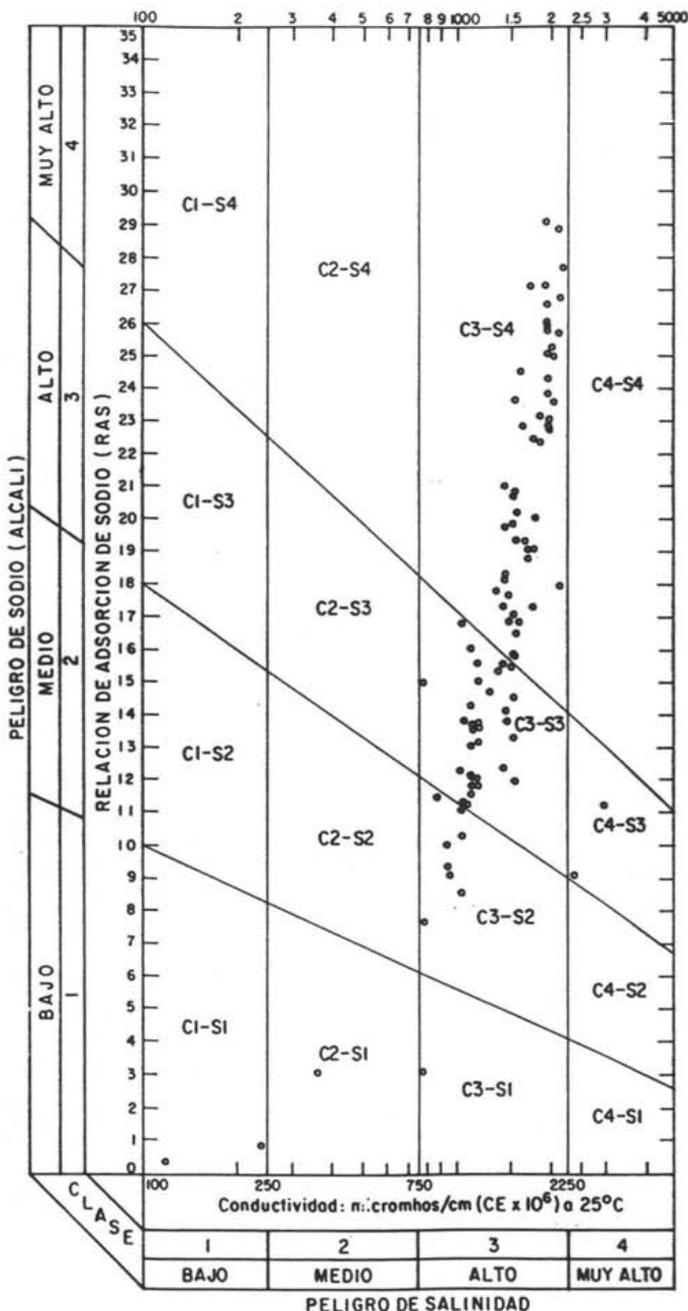


Figura 10. Diagrama de la clasificación de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango - Ixmiquilpan - Zimapan. RASajustado - CE.

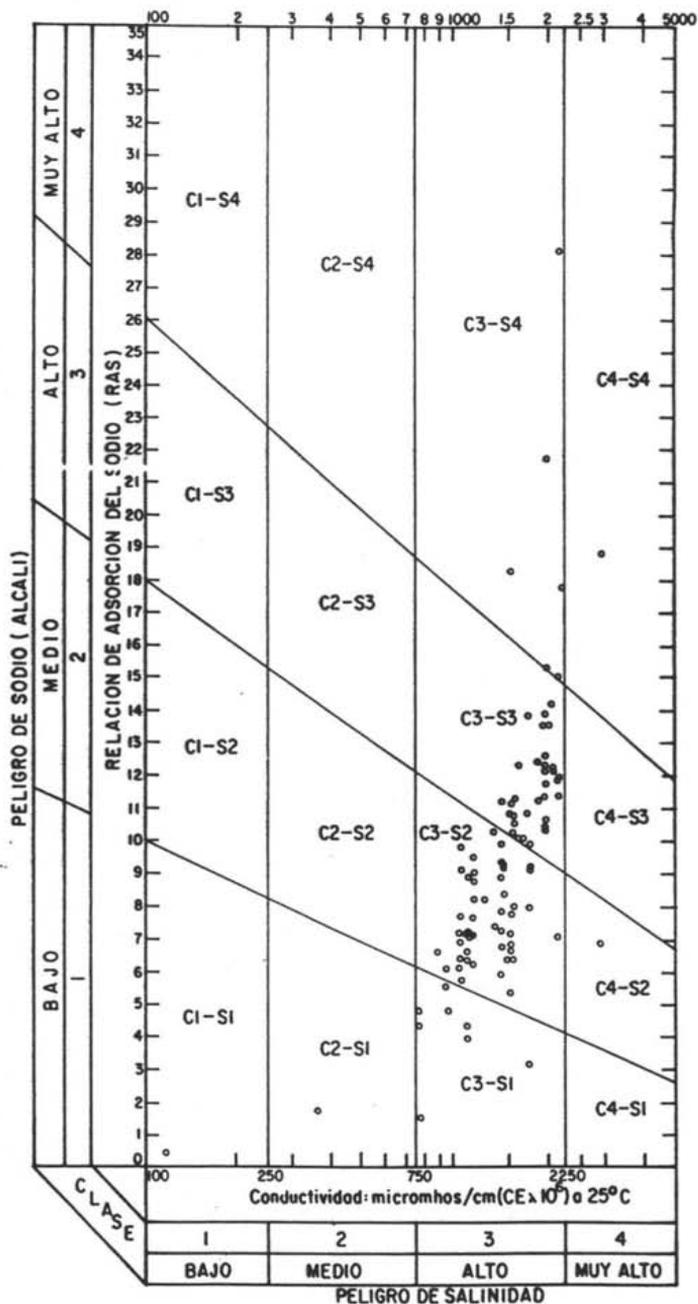


Figura II. Diagrama de la clasificación de las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango - Ixmiquilpan - Zimapan. RAS_{corregido} - CE.

9.4 Cambios en la conductividad hidráulica de los suelos y en la velocidad de infiltración de las aguas de riego.

En los procesos de cambios de la conductividad hidráulica, comúnmente se tienen en cuenta dos aspectos: el relativo al efecto por concentración de las sales contenidas en las aguas de riego y el del proceso de intercambio catiónico.

Thomas y Yaron (1968) han demostrado que la conductividad hidráulica depende más notablemente de la concentración total electrolítica de las aguas de riego que de los cationes intercambiables de los suelos; aunque es importante señalar que para efectos de recuperación de los suelos sódicos es conveniente considerar la constitución cualitativa de las soluciones electrolíticas.

Reeve y Tamaddoni (1965) mencionan que los trabajos de recuperación de los suelos sódicos con frecuencia se han limitado al uso de soluciones electrolíticas cuya concentración se encuentra entre los límites de las aguas de riego ($< 50.0 \text{ meq L}^{-1}$) considerando la constitución cualitativa de estas aguas de riego.

Mc Neal *et al.*, (1968) llevaron a cabo estudios detallados sobre variaciones de la conductividad hidráulica de diversas suelos con diferente composición mineralógica y sujetos a lavados con soluciones salinas de una determinada concentración total electrolítica y distinto valor del índice "RAS". Estos autores encontraron que la disminución de la conductividad hidráulica fue más pronunciada en suelos ricos en arcillas montmorilloníticas.

Dos factores son los responsables en la disminución de la conductividad hidráulica de los suelos cuando estos son lavados con aguas que tienen bajas concentraciones, por ejemplo,

con concentraciones de 10 meq L^{-1} o menos que son concentraciones típicas de las aguas de riego. Uno de estos factores es la disminución del espacio poroso debido a la expansión de los minerales *in situ*. Y el otro es la dispersión de las plaquillas de arcilla, que teniendo movilidad bloquean los microporos del suelo disminuyendo con esto su conductividad hidráulica.

Mc Neal, y Coleman (1966), en sus estudios sobre el efecto de la composición de una solución determinada sobre la conductividad hidráulica de los suelos, establecieron que la presencia de iones divalentes, tales como el Ca^{+2} , generalmente estabilizan o aumentan la conductividad hidráulica de los suelos, mientras que la presencia de Na^{+} en la solución que percola a través de una capa de suelo determinado, o en el complejo de intercambio catiónico, frecuentemente disminuye la conductividad hidráulica, particularmente en bajas concentraciones.

La capacidad coagulante del Ca^{+2} ha sido observada por diferentes autores, Gedroitz, citado por Kachinsky (Ortega, 1976), utilizando la regla de Shultz y Hardy y con base en varios experimentos, hizo la siguiente formulación sobre la fuerza coagulativa de los cationes aplicándola a los suelos.

La capacidad coagulativa de los cationes aumenta con la valencia de los cationes y dentro de cada grupo de valencia con su peso atómico:



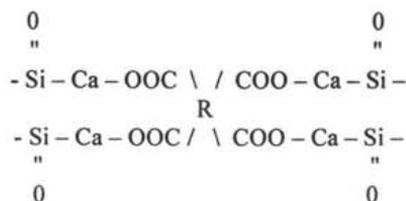
La importancia del Ca^{+2} en los procesos de intercambio catiónico y estabilización de las propiedades físicas de los suelos y especialmente de la conductividad hidráulica se ha

analizado desde diferentes puntos de vista, aunque se debe hacer hincapié que la disponibilidad de Ca^{+2} en las aguas naturales y residuales puede verse sensiblemente afectada en presencia de altas cantidades de carbonato CO_3^{-2} y de bicarbonato HCO_3^- , ya que los iones de calcio se precipitan en forma de CaCO_3 .

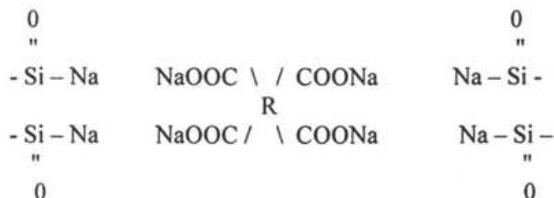
Por esta razón generalmente se recurre a la introducción de iones de calcio Ca^{+2} , en forma de $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ en las aguas de riego, para lograr con esto suficiente Ca^{+2} disponible para los procesos de intercambio.

Los procesos de coagulación coloidal y de dispersión coloidal se ilustran mediante los esquemas siguientes (Peterson, 1947):

Coagulación coloidal (un coloide formado por cinco partículas coloidales)



Dispersión coloidal o fraccionamiento individualizado de partículas (cinco coloides independientes).



En estos esquemas se ilustran claramente el efecto favorable del ion calcio Ca^{+2} para mantener buenas propiedades físicas en los suelos agrícolas.

Problemas de infiltración. El proceso de infiltración se refiere a la facilidad con que el agua atraviesa la superficie del suelo y ésta se mide en términos de velocidad; y el término "permeabilidad" se refiere más correctamente a la conductividad hidráulica, la cual depende de la geometría de los poros del suelo y del contenido de agua en el suelo y se utiliza para describir al flujo de agua que ocurre dentro de la masa de suelo (Reevé y Tamaddoni, 1965).

Aquí en este trabajo se utilizará el término "problemas de infiltración" para indicar el efecto de la salinidad, en relación con la facilidad con que el agua aplicada entra y se desplaza en los primeros centímetros del suelo. Un problema de infiltración se hace evidente, cuando el agua de riego no atraviesa la superficie del suelo a una velocidad lo suficientemente rápida, como para permitir la renovación del agua consumida por el cultivo entre dos riegos.

Cuando la reducción de la infiltración se debe a la calidad del agua aplicada, el problema ocurre por lo general en los primeros centímetros del suelo, aunque ocasionalmente puede ocurrir a mayores profundidades.

Una velocidad de infiltración de 3.0 mm h^{-1} se considera baja, mientras que una velocidad de infiltración por encima de 12.0 mm h^{-1} es relativamente alta. Además de la calidad del agua, la infiltración está determinada por las características físicas del suelo, como la textura y el tipo de minerales de arcilla y por sus características químicas, incluyendo los cationes intercambiables.

La dispersión de los suelos y la destrucción de su estructura se producen únicamente cuando el contenido de sodio supera al contenido de calcio en una proporción mas allá de

3:1. Este contenido relativo de sodio provoca problemas serios de infiltración de la misma manera que una salinidad muy baja del agua de riego (Ayers y Westcot 1987).

En las Figuras 12, 13 y 14 se presenta la reducción relativa de la infiltración que es provocada por la salinidad del agua de riego y la relación de adsorción de sodio RAS.

Como se puede observar en el diagrama Relación de Adsorción de Sodio (RAS original) - Conductividad eléctrica $\mu\text{S cm}^{-1}$; el 11.0% de las muestras de las aguas residuales no presentará problemas de infiltración. El 85.0% de las aguas residuales ocasionará problemas de infiltración, en su expresión de ligera a moderada. Y el 4.0% de las aguas residuales se clasifican como aguas con problemas de reducción severa durante el proceso de infiltración.

Cuando las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán se clasifican dentro del diagrama Relación de Adsorción de Sodio (RAS ajustado) – conductividad eléctrica $\mu\text{S cm}^{-1}$; se encuentra que el 57.0% se clasifica como aguas con problemas severos de infiltración. El 41.0% de las aguas residuales queda como aguas con problemas de infiltración de ligeros a moderados. Y el 2.0% no tiene problemas de infiltración (figura 13).

En la Figura 14 se presenta como se han clasificado las aguas residuales de acuerdo con el diagrama RAS (corregido) – conductividad eléctrica (CE). En este diagrama el 2.0% de las aguas residuales se clasifican como aguas que tienen severos problemas de infiltración. El 26.0% como aguas que no presentan problemas de infiltración, el 72 % de las aguas tienen de ligeros a moderados problemas de infiltración.

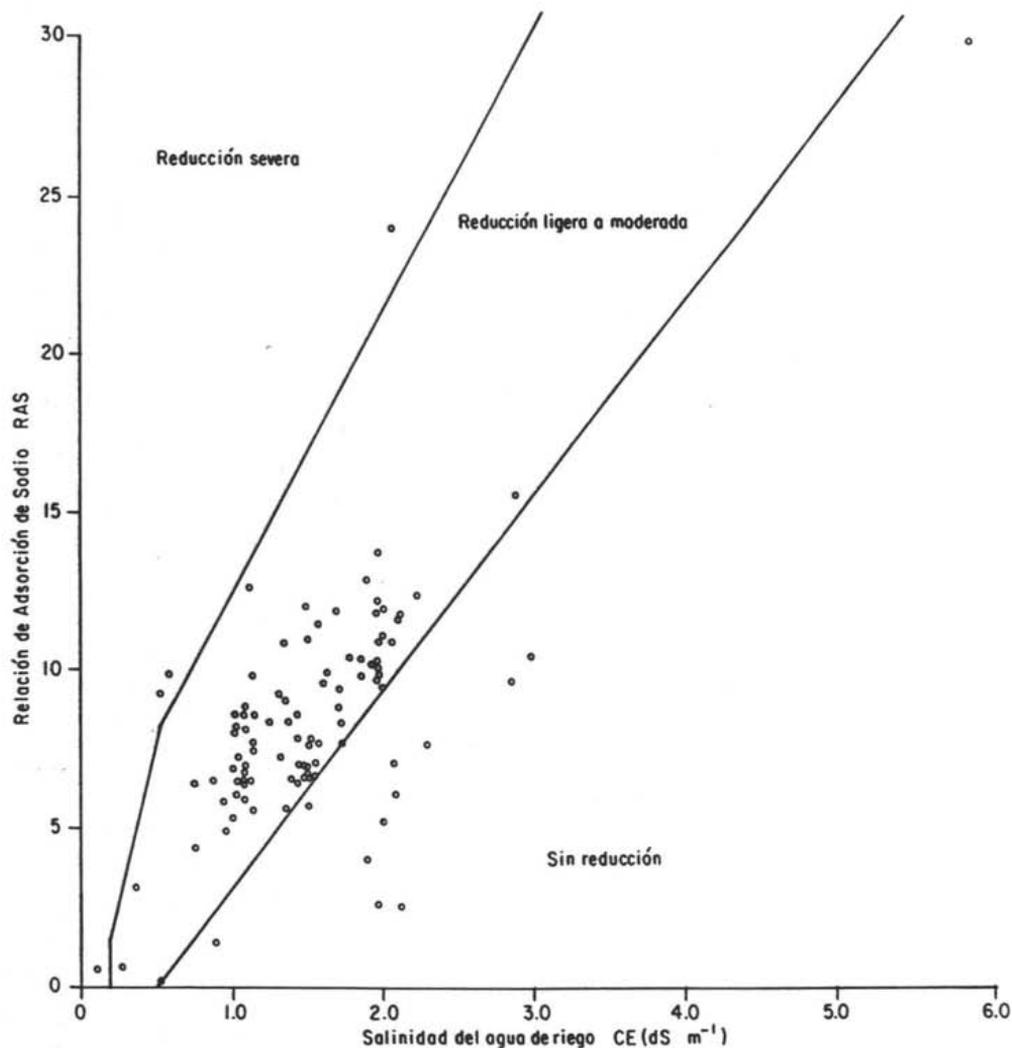


Figura 12. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio. (Rhoades 1977, y Oster Schorner 1979). RAS original.

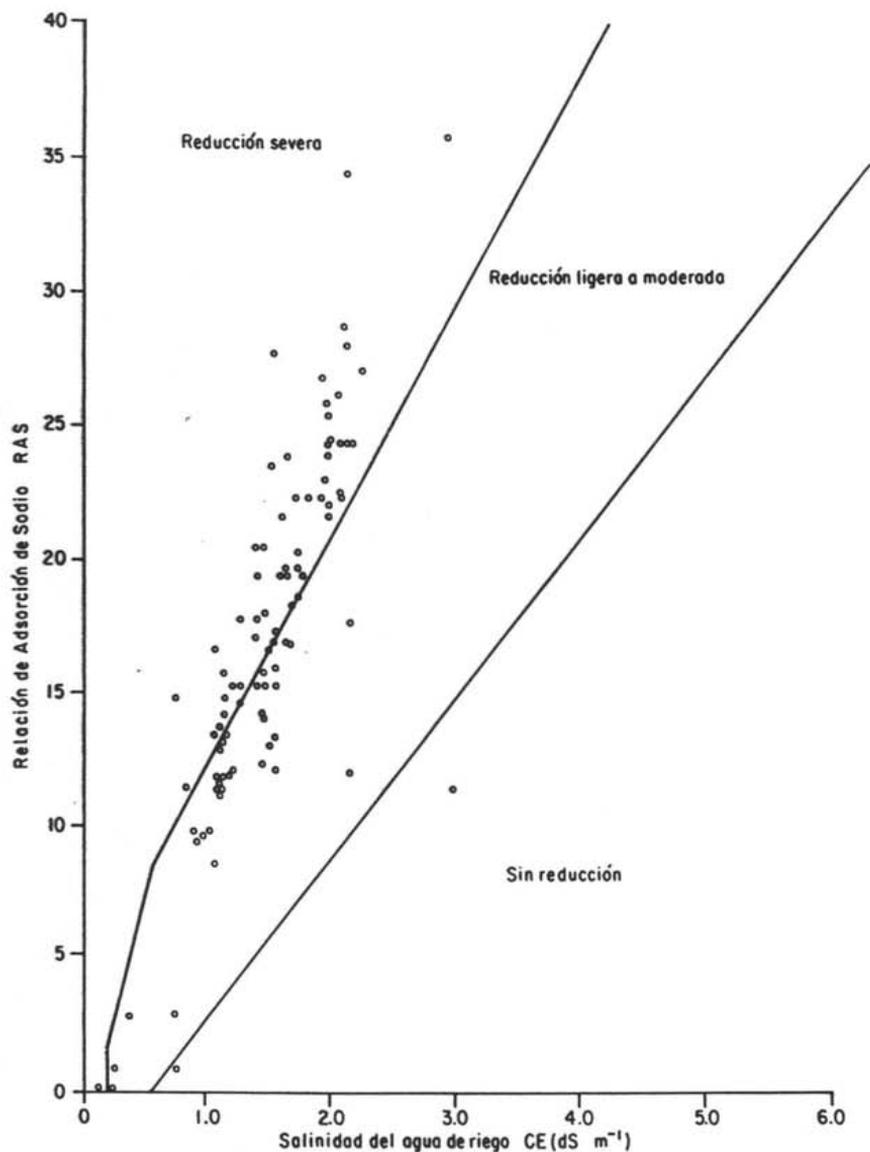


Figura 13. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio. (Rhoades 1977, Oster y Schorner 1979). RAS ajustado.

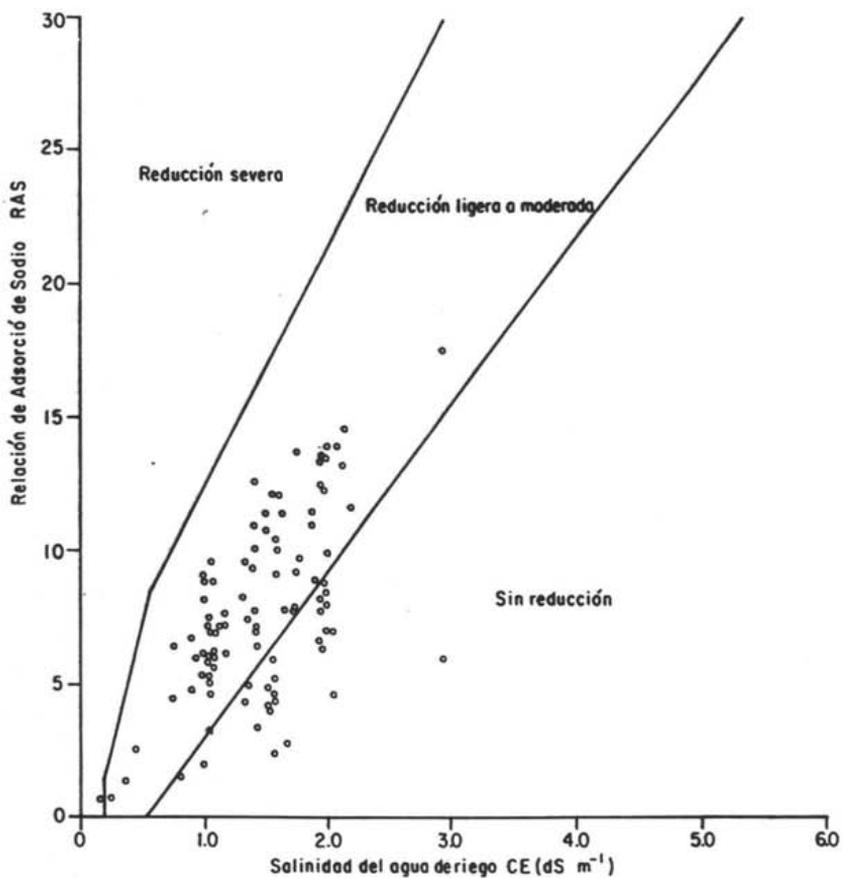


Figura 14. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio. (Rhoades 1977, Oster y Schoroer 1979). RAS corregido.

9.5 Índices de clasificación: Carbonato de sodio residual, Salinidad efectiva y Salinidad potencial.

En los inicios de los estudios sobre la calidad de las aguas superficiales y subterráneas para riego, se observó experimentalmente que los distintos tipos de aguas se infiltraban de manera diferente en los suelos agrícolas bajo riego; y como consecuencia de estas observaciones, se estableció que las variadas composiciones químicas de estos afectaban de manera diferente las propiedades físicas de los suelos. Por lo que en ese tiempo se mencionaba que "aguas duras" hacen suelos blandos y "aguas blandas" hacen suelos duros.

Hoy se sabe que las "aguas blandas", ricas en bicarbonato de sodio propician considerablemente la acumulación de sodio intercambiable en los suelos.

Uno de los procedimientos utilizados en el pasado para predeterminar los posibles problemas de infiltración fue el método del carbonato de sodio residual (CSR) (Eaton, 1950).

También en su tiempo, se propusieron el "índice" salinidad efectiva y el "índice" salinidad potencial para predeterminar el efecto de las sales solubles sobre los cultivos agrícolas. Aquí el efecto de las sales solubles sobre los suelos y plantas se considera a través de la concentración total.

En el Cuadro 13 se presenta como se distribuyen y quedan clasificadas las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán. De acuerdo con el "índice" carbonato de sodio residual CSR; el 73% de las aguas residuales se clasifican como aguas no recomendable (NR) para el riego agrícola. El 16.0% se clasifican como condicionadas (C) y el 10.0% clasifican como aguas de buena calidad (B).

Por lo que se refiere al "índice" Salinidad efectiva, las aguas residuales se clasifican como sigue: El 79.0% como condicionada, el 13.0% como no recomendable; y el 8.0% se clasifica como agua de buena calidad.

Por último, de acuerdo con el "índice" salinidad potencial, las aguas residuales de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, se clasifican como sigue: El 72.0% se clasifica como condicionada, 27.0% como de buena calidad y sólo el 1% es no recomendable.

Cuadro 13. Clasificación de las aguas estudiadas de acuerdo con los valores de la salinidad efectiva, salinidad potencial y carbonato de sodio residual de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.

No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial		Na ₂ CO ₃ Residual		No.	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial		Na ₂ CO ₃ Residual	
	Clasif.	Clasif.	Clasif.	Clasif.	Clasif.	Clasif.		Clasif.	Clasif.	Clasif.	Clasif.	Clasif.	Clasif.
1	5.23	C	4.23	C	5.38	NR	51	16.00	NR	4.51	C	6.50	NR
2	11.76	C	5.03	C	4.56	NR	52	8.27	C	3.17	C	3.01	NR
3	15.02	NR	6.24	C	7.77	NR	53	16.79	NR	7.19	C	6.76	NR
4	15.56	NR	6.65	C	7.13	NR	54	11.48	C	4.21	C	5.08	NR
5	11.22	C	4.87	C	5.05	NR	55	8.78	C	2.65	C	4.40	NR
6	5.76	C	2.19	B	3.18	NR	56	14.31	C	5.12	C	5.63	NR
7	51.08	NR	16.29		21.36	NR	57	8.50	C	3.31	C	3.46	NR
8	2.87	B	2.06	B	0.17	B	58	1.92	B	0.50	B	1.00	B
9	15.10	NR	3.72	C	8.22	NR	59	8.78	C	2.80	B	3.86	NR
10	13.32	C	4.75	C	6.30	NR	60	10.14	C	4.06	C	3.38	NR
11	12.86	C	4.37	C	7.55	NR	61	7.82	C	2.86	B	2.16	C
12	5.40	C	5.86		10.80	NR	62	15.28	NR	7.38	C	6.67	NR
13	12.19	C	4.71	C	6.66	NR	63	6.50	C	2.06	B	3.11	NR
14	6.33	C	3.47	C	1.60	C	64	7.73	C	3.79	C	2.34	C
15	12.42	C	5.13	C	5.91	NR	65	7.43	C	2.65	B	3.75	NR
16	16.04	NR	6.25	C	8.34	NR	66	7.97	C	2.54	B	3.67	NR
17	10.06	C	3.72	C	5.27	NR	67	10.00	C	3.29	C	4.32	NR
18	7.59	C	4.61	C	1.72	C	68	7.66	C	2.77	B	2.98	NR
19	9.43	C	3.11	C	4.03	NR	69	7.97	B	2.69	B	1.65	C
20	9.58	C	5.03	C	2.37	C	70	14.88	C	6.88	C	4.97	C
21	11.83	C	4.15	C	5.35	NR	71	8.75	C	7.53	C	0.17	B
22	10.77	C	2.82	B	3.94	NR	72	15.45	C	6.80	C	5.86	NR
23	15.10	NR	6.37	C	7.11	NR	73	15.14	C	6.67	C	5.39	NR
24	15.28	NR	6.26	C	7.18	NR	74	15.32	C	7.02	C	5.56	NR
25	15.49	NR	11.64		-7.82		75	8.92	B	2.97	B	4.83	NR
26	12.83	C	4.09	C	4.18	NR	76	7.87	B	2.73	B	4.07	NR
27	12.68	C	4.55	C	4.59	NR	77	15.91	C	6.76	C	6.03	NR
28	6.78	C	2.04	B	2.89	NR	78	14.91	C	6.90	C	6.31	NR
29	6.17	C	1.96	B	2.65	NR	79	17.18	C	7.96	C	7.06	NR
30	22.96	NR	2.09	B	9.82	NR	80	0.97	B	0.39	B	0.19	B
31	11.49	C	5.01	C	5.43	NR	81	16.51	C	6.81	C	6.75	B
32	12.08	C	4.81	C	5.66	NR	82	10.56	C	4.76	C	3.15	B
33	11.45	C	3.46	C	4.77	NR	83	16.49	C	4.06	C	9.59	B
34	10.45	C	3.64	C	4.20	NR	84	8.15	B	2.77	B	4.42	B
35	13.40	C	4.86	C	5.97	NR	85	15.85	C	5.15	C	6.54	B
36	7.58	C	2.43	B	3.49	NR	86	9.88	C	5.09	C	2.23	C
37	7.17	C	1.93	B	2.13	C	87	9.68	C	4.50	C	2.81	NR
38	7.46	C	3.31	C	2.49	C	88	16.26	C	5.41	C	6.26	NR
39	14.60	C	5.77	C	5.82	NR	89	15.89	C	4.28	C	8.27	NR
40	8.19	C	2.72	B	4.27	NR	90	9.17	C	3.95	C	2.39	C
41	7.20	C	1.69	B	2.79	NR	91	11.13	C	4.42	C	4.07	NR
42	13.88	C	3.53	C	8.28	NR	92	10.44	C	4.38	C	3.57	NR
43	6.91	C	1.88	B	1.96	C	93	10.72	C	6.81	C	1.86	C
44	7.15	C	2.06	B	2.06	C	94	9.62	C	4.36	C	3.35	NR
45	8.11	C	2.55	B	3.27	NR	95	8.79	C	4.54	C	1.97	C
46	5.03	C	1.41	B	1.41	C	96	0.46	B	0.14	B	0.15	B
47	8.47	C	4.12	C	2.67	NR	97	19.35	C	3.91	C	12.96	NR
48	11.19	C	3.67	C	5.68	NR	98	10.89	C	4.10	C	5.01	NR
49	13.33	C	4.52	C	4.79	NR	99	10.75	C	4.06	C	3.48	NR
50	16.40	NR	6.79	C	7.62	NR	100	10.90	C	4.52	C	3.04	NR

9.6 Contenido de Boro B

El boro es un elemento que se encuentra en todas las aguas naturales tanto superficiales como subterráneas. La concentración del boro en las aguas naturales varía de trazas hasta partes por millón (S.R.H.1971). El boro es esencial para el crecimiento de las plantas, pero es demasiado tóxico cuando excede ligeramente el nivel óptimo de concentración.

Para algunos cultivos el nivel permitido del boro en el agua es de 0.2 mg L^{-1} las concentraciones entre $1.0 - 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ son tóxicos para estos mismos. Los problemas en toxicidad por el boro se producen mas frecuentemente a causa del contenido en el agua de riego más que del contenido en el suelo (Ayers y Westcot, 1987).

La toxicidad por boro puede afectar prácticamente a todos los cultivos, pero como ocurre con la salinidad, la tolerancia de los cultivos a este nutrimento es amplia. Los síntomas de toxicidad aparecen generalmente en las hojas más antiguas como manchas amarillas o secas en los bordes y ápices de las hojas. A medida que el boro se acumula, los síntomas se extienden por las áreas intervenales hacia el centro de las hojas.

La tolerancia de los diferentes cultivos al boro se presenta como sigue: cultivos muy sensibles ($<0.5 \text{ mg L}^{-1}$), cultivos sensibles frutales ($0.5-0.75 \text{ mg L}^{-1}$), cultivos sensibles ($0.75 - 1.0 \text{ mg L}^{-1}$), cultivos moderadamente sensibles ($1.0-2.0 \text{ mg L}^{-1}$), cultivos moderadamente tolerantes ($2.0-4.0 \text{ mg L}^{-1}$), tolerantes ($4.0-6.0 \text{ mg L}^{-1}$) y cultivos muy tolerantes ($6.0-15.0 \text{ mg L}^{-1}$).

Una carencia de boro conduce a una alteración en el proceso de división celular, metabolismo de carbohidratos y se detiene la síntesis de proteínas (Teuscher y Adler, 1980). También participa en la absorción del calcio y en el uso eficiente del mismo en la

planta, el boro fisiológico varía entre especies de 0.01 a 1.0 ppm y es esencialmente de origen orgánico. En el suelo se precipita conjuntamente con el carbonato de calcio cuando el $\text{pH} \geq 7.0$ y su movilidad esta promovida por pH ácido, alta humedad, textura media a arenosa, presencia de kaolinita y materia orgánica (Mortredt *et al.*, 1971).

La concentración mínima de boro es de 0.5 ppm y el máximo de 3.0 ppm. Estos contenidos de boro son valores límite para los cultivos que ocupan grandes extensiones en el Valle del Mezquital; como el maíz y alfalfa. La tolerancia del maíz al boro es de 2.0 - 4.0 mg L^{-1} ; y la tolerancia de la alfalfa a este elemento es de 4.0 - 6.0 mg L^{-1} .

En la Figura 15 se presentan la distribución del contenido de boro en las aguas residuales muestreadas a lo largo de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.

El 45 % de las muestras contienen entre 1 y 1.5 ppm, 25 % entre 0.5 y 1 ppm, 22 % entre 1.5 y 2 ppm, 7 % entre 2 y 2.5 ppm, 1 % posee entre 2.5 y 3 ppm.

De acuerdo con los resultados de boro el 8% de las muestras de agua pueden producir efectos tóxicos a los cultivos tolerantes al ser irrigados. 26% de las muestras tienen un contenido de boro de 1.0 ppm o menor y únicamente afectarán a los cultivos sensibles, el resto 66 % no pueden ser empleadas para el riego de especies moderadamente sensibles.

No debemos olvidar que el boro es un elemento de ciclo biogeoquímico sedimentario con baja movilidad y que tiende a acumularse en el suelo, así con cada riego, el contenido de boro se incrementa en el suelo y al concentrarse incrementa el riesgo de toxicidad al realizarse riegos sucesivos, sobre todo si se altera el pH a una condición ácida o el contenido de materia orgánica es elevada (Mortredt *et al.*, 1971).

Las carencias de boro se presentan en suelos con régimen de humedad percolante, de pH ácidos, mientras que las toxicidades van asociadas a suelos de climas semiáridos y áridos.

Con relación al agua de riego, puede haber riesgo de toxicidad por boro en aquellos casos en que sus concentraciones sean superiores a 0.3 mg L^{-1} . Cuando esto suceda habrá que tomar en consideración la tolerancia de la planta a regar. En los cítricos, por ejemplo, el rendimiento puede verse afectado si el agua de riego contiene más de 0.75 mg L^{-1} y por lo general un agua con más de 4 mg L^{-1} resulta inadecuada para todos los cultivos.

El boro puede ser objeto de diversos procesos de inmovilización en el suelo:

En forma inorgánica por: Fenómenos de adsorción y Procesos de disolución-precipitación.

La adsorción de boro depende fuertemente del pH del suelo. Aumenta con él, para ser máxima en el intervalo de valores de 8.5 a 9.0 y el pH de máxima adsorción de boro depende de la relación del coeficiente de afinidad de las cuatro especies B(OH)_3 , B(OH)_4^- , $(\text{BO}_3)^{-3}$ y $(\text{B}_4\text{O}_7)^{-2}$ que compiten por las mismas sedes de adsorción. Esta adsorción de boro en el suelo hace que la concentración en la zona radicular no varíe de forma estrictamente proporcional a como lo hace el agua de riego durante el crecimiento de la planta.

Existe una oposición entre el calcio y el boro como lo atestiguan los suelos salinos donde existe una menor toxicidad para un mismo contenido de boro. Esto puede ser debido a la presencia de metaborato, inicialmente sódico que reacciona con el calcio del agua del suelo para dar metaborato cálcico, cuya solubilidad es considerablemente menor. Se tiene considerado que el pH trasciende más sobre la adsorción del boro que el metaborato cálcico (Porta *et al.*, 1994).

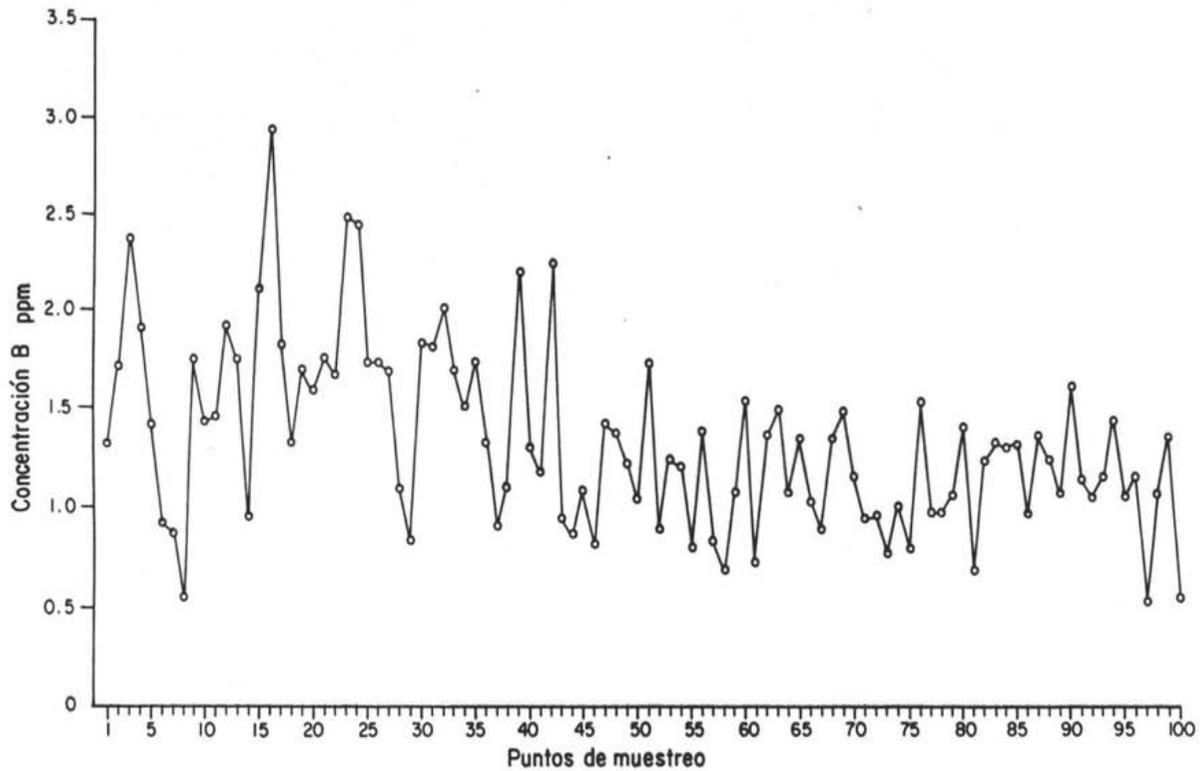


Figura 15. Distribución de los contenidos de boro (B), en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.

9.7 Contenido de Fósforo PO_4^{-3} .

En las directrices para interpretar la calidad de las aguas para riego (Ayers y Westcot, 1987) señalan que el contenido de fósforo como fosfato normalmente es de 0.0-2.0 mg L⁻¹. También se ha mencionado que las aguas de origen municipal e industrial que tienen su origen en procesadoras de alimentos se han aplicado a los suelos agrícolas; y que esto ha traído ciertos beneficios como: 1) su reutilización y; 2) aumento en las cosechas de los cultivos que se riegan.

En el Cuadro 14 se muestran los resultados de fósforo P aplicado en aguas residuales de tipo secundario y el fósforo consumido por los cultivos en suelos que son regados con aguas residuales (Dinauer Editor, 1980).

En la Figura 16 se presentan los contenidos de fosfatos PO_4^{-3} en las aguas residuales de la red hidrográfica del Valle del Mezquital. La mayoría de las aguas posee entre 0 y 2 ppm, 27 % entre 2 y 4 ppm, 16 % entre 4 y 6 ppm, 9 % entre 8 y 10 ppm, 3 % entre 6 y 8 ppm, 1 % entre 10 y 12 ppm. Los valores mínimos de contenidos de ortofosfatos PO_4^{-3} son < 1.0 ppm y los valores máximos de contenidos de ortofosfatos son de 12.0 ppm.

El 56% de las aguas residuales analizadas tienen 2 o más ppm de ortofosfatos, esto las ubica como benéficas en virtud de aportar este macronutriente a los suelos, incrementando su fertilidad. De acuerdo con los valores de pH de las aguas, el fósforo está presente como HPO_4^{2-} , es decir, la más comúnmente absorbido por las plantas.

En resumen se puede decir que las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital aporten cantidades importantes de fosfatos.

Cuadro 14. Fósforo consumido por diferentes cultivos regados con aguas residuales de tipo secundario (Hook *et al.*, 1973, citado por Dinauer.).

Año	LÁMINA APLICADA (cm)	P EN EL AGUA (mg L ⁻¹)	P APLICADO (Kg ha ⁻¹)	P CONSUMIDO (Kg ha ⁻¹)
1963	122.0	9.70	120.0	30.0
1964	168.0	8.55	146.0	21.0
1965	147.0	6.95	104.0	21.0
1966	163.0	5.35	89.0	36.0
1967	132.0	6.75	87.0	28.0
1968	102.0	7.10	73.0	—
1969	81.0	6.55	54.0	49.0
1970	81.0	4.15	54.0	40.0
TOTAL	996.0	—	707.0	235.0

Cultivos: 1963-1965 MAÍZ-GRANOS-LEGUMBRES;

ÁREA CON PASTO CANARIO-ROJO				
Año	LÁMINA APLICADA (cm)	P EN EL AGUA (mg L ⁻¹)	P APLICADO (Kg ha ⁻¹)	P CONSUMIDO (Kg ha ⁻¹)
1963	—	—	—	—
1964	91.0	8.55	79.0	—
1965	203.0	6.95	143.0	46.0
1966	198.0	7.70	155.0	38.0
1967	239.0	7.70	187.0	64.0
1968	249.0	8.45	214.0	54.0
1969	254.0	4.20	108.0	54.0
1970	218.0	4.05	101.0	64.0
TOTAL	1452.0	—	987.0	320.0

1966-1967 ALFALFA-MAÍZ; 1968-1971 MAÍZ

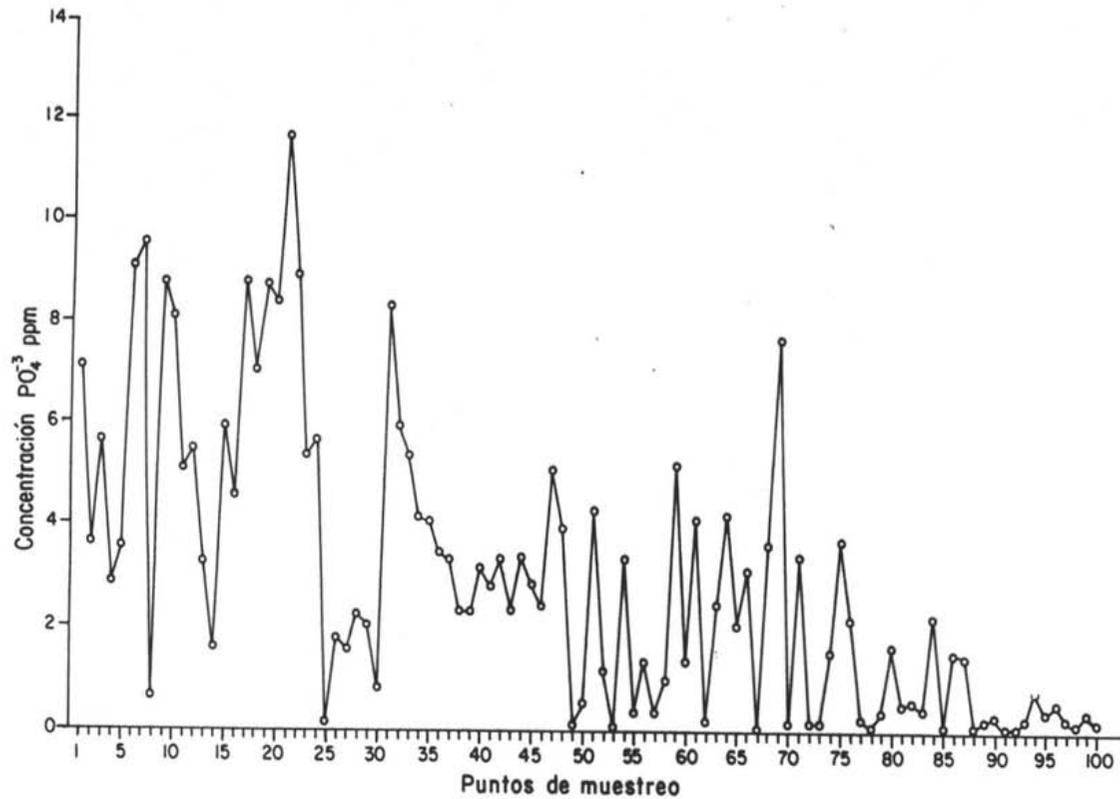


Figura 16. Distribución de los contenidos de fosfatos (PO_4^{3-}), en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán.

CONCLUSIONES

1. Las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapán, se clasifican como bicarbonatadas y sódicas de concentración media a alta.
2. El coeficiente de la relación funcional ppm K (CE.), donde $K = 0.6928$ tiene un valor cercano al que corresponde a aguas con cantidades considerables de iones bicarbonato en solución.
3. La evaluación de las aguas residuales utilizando el "índice" Relación de Adsorción de Sodio (RAS) en sus diferentes formulaciones es fundamental porque permite establecer los valores límites mínimos y máximos de los efectos negativos sobre las propiedades físicas de los suelos del ion sodio en la zona de estudio.
4. Por su contenido en Boro el 74% de las aguas residuales que irrigan los suelos agrícolas de los distritos Chiconautla, Tula y Alfajayucan son potencialmente tóxicas para cultivos moderadamente sensibles a este nutrimento.
5. Las aguas residuales estudiadas que irrigan el Valle del Mezquital aportan a las zonas de riego cantidades importantes de fosfatos.

XI. RECOMENDACIONES

Es conocido que para modificar la relación de iones $\frac{Na^+}{Ca^{+2} + Mg^{+2}}$ en las aguas de riego se incorporan diferentes cantidades de yeso agrícola $CaSO_4 \cdot 2H_2O$, por lo tanto aquí, derivado de este trabajo de caracterización físico-química de las aguas residuales se recomienda que se lleven a cabo trabajos experimentales de aplicación de yesos en las aguas residuales para mejorar de relación $\frac{Na^+}{Ca^{+2} + Mg^{+2}}$.

XII. REFERENCIAS.

- Aceves, N. E. y Palacios, V.O. 1970. Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Ahmed, B., Kemper, W. D., Haides G., y Niazi, M.A. 1979. Use of gypsum stones to lower the sodium adsorption ratio of irrigation water. *Soil. Sci. Soc. Amer. J.* 43: 698-702.
- Antipov-Karataev, I. N. 1967. Reclamation of solonetz soils in the USSR. Israel Program for Scientific Translation. Jerusalem.
- APHA. American Public Health Association. 1989. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater 17th. Edition Port City Press, Baltimore, Maryland.
- Ayers, R.S. y Wescot. D.W. 1987. La calidad del agua en la agricultura. FAO. No. 29. Roma.
- Bernstein, L. y Francois, L. E. 1973. Leaching requirement studies. Sensitivity of alfalfa to salinity of irrigation and drainage waters. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 37: 931-943.
- Bingham, F. T., Mahler, R. J. y Sposito, G. 1979. Effect of Irrigation water composition on exchangeable sodium status of a field soil. *Soil Science* 127(4): 248-252.
- Bower, C. A., Ogata, G. y Tucker, J. N. 1968. Sodium hazard of Irrigation water as influenced by leaching fraction and by precipitation of solution of calcium carbonate. *Soil Science.* 106:29:34.
- Bower, C.A. y Goertzen J. O. 1958. Replacement of adsorbed sodium in soils by hydrolysis of calcium carbonate. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 22:33-35.
- Bower, C.A. y Wilcox, L.V. 1965. Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigation operations. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 29:93-94.
- Bower, C.A., Wilcox, L. V., Akin, G.W. y Keyes, M.E. 1965. An index of the tendency of CaCO₃ to precipitation from irrigation waters, *Soil Sci. Soc Amer, Proc.* 29:91-92.
- Coras, M. P. M. 2000. Calidad química del agua para riego. Universidad Autónoma Chapingo. Fitotecnia. Texcoco, Edo. de México, México.
- Castro, D. L., Bondurant A. Robbins C. W. 1971. Water soluble NO₃- Nitrogen, PO₄ - Phosphorus, and total salt balances on a large irrigation triad. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35:331-335.
- Dinauer, C. R. Editor. 1980. The Role of Phosphorus in Agriculture American society of Agronomy. Madison, Wisconsin.

Doneen, L. D. 1975. Water quality for irrigated agriculture. En: A. Poljakoff, Mayber y Gale (eds) Plant in saline environments. Springer-Verlag. New York.

Eaton, F.M. 1950. Significance of carbonates irrigation waters. *Soil Science* 69: 123-133.

Gorbunov, N. I. 1967. Pochbieni y Koloidiy i ij Srachenice dlia plodo Rodya. Izdatielstvo Nauka, Moscú. (En Ruso).

Hernández, G.R. y Durán, C. R. 1993. Efecto de las aguas residuales en la agricultura con énfasis en la horticultura. UACH. Departamento de Irrigación. México.

Henry, L. E. 1990. Geomicrobiology. Geomicrobiology of sulfur. Cap. 17. Marcel Dekker. Inc. New York and Basel, U.S.A.

Huez, L. M. A. 1985. Características de algunas propiedades físico-químicas de los suelos y espesores subyacentes del predio Montecillo. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, Chapingo, Méx.

INEGI, 1992. Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo. México.

Jairo, A. R. R. 1999. Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización. Ed. Alfa omega. 3ª. Edición. Es. Colombiana de Ingeniería. Bogotá.

Kovda, V. A., Vanden Berg C. y Hogan R. M. 1967. International Source Book on Irrigation and Drainage of Arid Lands in Relation to Salinity and Alkalinity. FAO/UNESCO.

Mass, E.V., y Hoffman G. J. 1977. Crop salt tolerance-current assessment. J. Irrigation and Drainage Division. ASCE 103 (IRZ): 115-134.

Mc Neal, B. L. y Coleman N. T. 1966. Effect of solution composition on soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 30: 308-312.

Mc Neal, B. L. Layfield D. A, Norvell W. A. y Rhoades J. D. 1968. Factors influencing hydraulic conductivity of soils in the presence of mixed-salt solution. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 32:187-190.

Mc Neal, B. L. 1968. Prediction of the effect of mixed salt solution on soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 32: 190-193.

Mortredt, J. J., Giordano, P. M., Lindsay, N. L. 1971. Micronutrientes en agricultura. *Soil Science Society of America, Inc.*, Madison Wisconsin.

Norma Oficial Mexicana NOM-AA-3-1980. Aguas residuales - muestreo. Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. Dirección General de Normas. México.

Norma Oficial Mexicana NOM-AA-008-1980. Determinación del pH. Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. Dirección General de Normas. México.

Norma Oficial Mexicana NOM-14-1980. Cuerpos receptores. Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. Dirección General de Normas. México.

Ortega, E. H. M. 1976. Cambios físico-químicos de suelos del vaso del ex-lago de Texcoco, sujetos a lavado con diferentes soluciones. Tesis de Maestría en Ciencias. Riego y Drenaje. Colegio de Postgraduados 109 pp.

Ortega, E. M. 1993. Causas del Ensalitramiento y su efecto sobre los suelos. Colegio de Postgraduados. Centro de Hidrociencias. Montecillos, Chapingo, México.

Ortiz, O. M. 1977. La calidad de las aguas de riego. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco. Edo. de México. México.

Oster, J. D. y Shroer, F. W. 1979. Infiltration as influenced by irrigation water quality. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 43:444-447.

Oster, J.D. y Rhoades, J. D. 1986. Water management for salinity and sodicity control. Chapter 7. 120 pp. Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. Davis. California. USA.

Paliwal, K.V., y Gandhi, A.P. 1976. Effect of salinity, SAR, Ca: Mg ratio in irrigation water, and soil texture on the predictability of exchangeable sodium percentage. *Soil Science* 122:85-90.

Peña, I. 1979. Salinidad de suelos agrícolas: en origen y clasificación, prevención y rehabilitación. Boletín Técnico 10. SARH. México.

Peterson, J. B. 1947. Calcium linkage a mechanism in soil granulation. *Soil Sci. Soc. Amer Proc.* 2:29-34.

Porta J., López M. y Roquero C. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente Ed. Mundi-prensa p. 657-660.

Quadri; T. J. 1989. Aguas residuales en la zona metropolitana de la Ciudad de México. Dirección de Planeación Hidrológica del DDF.59-61.

Ramalho, R. S. 1998. Tratamiento de aguas residuales. Ed. Reverte, S.A de C.V. México. 88 pp.

Ramírez, M. O. M. 1988. Determinación experimental de la capacidad germinativa de algunos cultivos agrícolas en soluciones salinas de diferente concentración total y composición cualitativa. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Edo. de Méx.

- Reeve, R.C. y Tamaddoni G. H. 1965. Effect of electrolite concentration on laboratory permeability and field intake rate of a sodic soil. *Science*. 99:261-266.
- Richards, L. A. Editor 1973. Diagnóstico y Rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual No. 60. Editorial LIMUSA.
- Rodier, J. 1978. Análisis de las aguas. Editorial Omega. Barcelona. España p 159-197.
- Rhoades, J. D. 1968. Quality of water for irrigation. *Soil Science* 113:277-284.
- SARH. 1993. III Reunión de halofitas y manejo de aguas y suelos salinos. Memoria CNA. México.
- Szabolcs, I. 1989. Salt-affected soils. Boca Raton, Florida.
- S. R. H., Síntesis de Recursos Hidráulicos, 1971. Presencia del Boro en las aguas negras de la Cd. de México. México.
- Suárez, D. L. 1981. Relation between pH_c and sodium adsorption ratio (SAR) and alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:469-474.
- Teuscher, H. y Adler, R. 1980. El suelo y su fertilidad. Reimpresión Ed. CECSA
- Thomas, W. y Bruno Y. 1968. Adsorption of sodium from irrigation waters by four Texas soils. *Soil Sci.* 106:213-219.
- Velázquez-Machuca, M. A., Ortega-Escobar, M., Martínez-Garza, A., Kohashi-Shibata, J. y García-Calderón, N. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del Mezquital, Hidalgo, México. TERRA. Volumen 20. Número 4.p.459-464.
- Wilcox, L.V., Blair, G. Y., y Bower, C.A. 1954. Effect of bicarbonate on suitability of water for irrigation. *Soil Science*. 77:259-266.