



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA PROCEDENTE
DEL ACUÍFERO DEL VALLE DEL YAQUI, SONORA,
E ÍNDICES DE RIESGO ASOCIADOS A SU USO
AGRÍCOLA EN SUELOS ARCILLOSOS**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

En Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Ecología)

Presenta

Juan Manuel Cortés Jiménez

La Paz, Baja California Sur. Marzo de 2008

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de la Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 29 del Mes de Febrero del 2008, se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., para revisar la Tesis de Grado titulada:

“PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA PROCEDENTE DEL ACUÍFERO DEL VALLE DEL YAQUI, SONORA, E ÍNDICES DE RIESGO ASOCIADOS A SU USO AGRÍCOLA EN SUELOS ARCILLOSOS”

Presentada por el alumno: Juan Manuel Cortés Jiménez

Aspirante al Grado de **DOCTOR EN CIENCIAS EN USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN ECOLOGÍA**

Después de intercambiar opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

DR. ENRIQUE TROYO DIÉGUEZ
DIRECTOR DE TESIS

DR. BERNARDO MURILLO AMADOR
CO-TUTOR

DR. JOSÉ LUIS GARCÍA HERNÁNDEZ
CO-TUTOR

DR. JAIME GARATUZA PAYÁN
CO-TUTOR

DR. SANG SUH LEE
CO-TUTOR

DRA. THELMA R. CASTELLANOS CERVANTES
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

Prefacio

El presente trabajo se realizó en el Campo Experimental Valle del Yaqui-INIFAP, como requisito para obtener el grado de Doctor en Ciencias en el Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales con Orientación en Ecología.

El documento de tesis está basado en las siguientes dos publicaciones principales propuestas y comprometidas en el Programa de Trabajo Individual del sustentante.

1. Cortés-Jiménez J.M., Troyo-Diéguez E., Murillo-Amador B., García-Hernández J.L., Garatuza-Payán J. y Suh-Lee S. 2007. Diagnosing and modeling water quality parameters of the Yaqui Valley's aquifer in northwest Mexico for salinity risk evaluation. *Fresenius Environmental Bulletin*. Volume 16. No. 5. pp. 517-523.

2. Cortés-Jiménez J.M., Troyo-Diéguez E., Murillo-Amador B., García-Hernández J.L., Garatuza-Payán J. y Suh-Lee S. 2008. Índices de calidad del agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora. En revisión. *Revista Terra Latinoamericana*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. México.

Otras publicaciones adicionales generadas como parte integral del Programa de Trabajo Individual son las siguientes:

1. Cortés-Jiménez J.M., Troyo-Diéguez E., Murillo-Amador B., García-Hernández J.L., Garatuza-Payán J. y Suh-Lee S. 2007. Comparación de metodologías para la evaluación de la calidad del agua de riego. *Memorias del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. León, Guanajuato, México. pp. 1539-1545.

2. Cortés-Jiménez J.M., Troyo-Diéguez E., Murillo-Amador B., García-Hernández J.L., Garatuza-Payán J. y Suh-Lee S. 2006. La reconversión agrícola con especies frutales en el Valle del Yaqui, Sonora, y diagnóstico de la calidad del agua del acuífero. *Memorias del IX Congreso Internacional de Ciencias Agrícolas*. U.A.B.C., Mexicali B.C. pp. 410-414.

3. Cortés-Jiménez J.M., Troyo-Diéguez E., Murillo-Amador B., García-Hernández J.L., Garatuza-Payán J. y Suh-Lee S. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora. *Memorias del XXXII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. León, Guanajuato, México. pp. 212.

Dedicatoria

A mis padres, mis hijos y mi nieto...

Jesús, María del Refugio, Cinthya, Orlando y Cristian

Por darle sentido a mi vida, con amor y gratitud...

Agradecimientos

Al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, al Centro de Investigación Regional del Noroeste y al Campo Experimental Valle del Yaqui, por permitir y alentar la capacitación de su personal y por el orgullo de ser uno de sus investigadores.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., institución del más alto nivel científico, por recibirme en sus aulas y darme la oportunidad de avanzar en mi desarrollo profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Fundación Produce Sonora A.C., Patronato para la Investigación y Experimentación Agrícola del Estado de Sonora A.C., Instituto Tecnológico de Sonora, Sociedad de Usuarios del Distrito de Riego del Río Yaqui y Universidad Autónoma de Baja California Sur, por su apoyo al desarrollo de la ciencia y la formación de recursos humanos.

Al Dr. Enrique Troyo Diéguez, piedra angular que hizo posible iniciar, desarrollar y cumplir con este objetivo, mi eterno agradecimiento.

A los miembros del Comité Tutorial, Revisores de Tesis y Sinodales, Dr. Enrique Troyo Diéguez, Dr. Bernardo Murillo Amador, Dr. José Luis García Hernández, Dr. Jaime Garatuzza Payán y Dr. Sang Suh Lee, por su invaluable apoyo en todos sentidos.

Al personal de la Dirección de Posgrado del CIBNOR, Lic. Leticia González Rubio, Lic. Osvelia Ibarra Morales, Sra. Beatriz A. Gálvez, Lupita Sánchez, Claudia E. Olachea, Horacio Sandoval Gómez, José Manuel Melero, Ira Fogel y Ana María Talamantes, por la excelente labor que desarrollan.

A mis compañeros Ricardo Ramírez Huerta, Alma Angélica Ortiz, Elizabeth Chávez, Elizabeth Ortiz, Araceli Jiménez, Maribel Angulo y Liborio Fenech Larios, por distinguirme con su amistad y por su apoyo en esta etapa de mi vida.

A todas aquellas personas que de una u otra manera colaboraron en el desarrollo del presente trabajo y me alentaron siempre a seguir adelante.

Índice de Contenido

	Página
Prefacio.....	ii
Comité Tutorial	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos.....	v
Índice de Contenido	vi
Índice de Tablas	viii
Índice de Figuras	x
Lista de Abreviaturas	xii
Resumen	xiii
Abstract	xv
1. Antecedentes	1
2. Introducción	3
2.1. La calidad del agua.....	4
2.1.1. Criterios generales.....	4
2.1.2. Índices de calidad del agua	5
2.1.3. Clasificación por salinidad.....	6
2.1.4. Clasificación por sodicidad.....	7
2.2. El riego y la salinidad.....	14
2.3. El suelo y la salinidad	16
2.4. Tolerancia de los cultivos a la salinidad	19
2.5. El clima y la salinidad	21
2.6. La textura y la permeabilidad del suelo	24
2.7. Los sistemas de información geográfica.....	24

3. Objetivos	26
3.1. Objetivo general	26
3.2. Objetivos particulares.....	26
4. Materiales y métodos	26
5. Resultados	30
5.1. Diagnóstico de la calidad del agua.....	30
5.2. Distribución espacial de la calidad del agua	38
5.3. Índices de riesgo asociados a la calidad del agua	40
5.4. Índices de riesgo biológico en función de la calidad del agua.....	40
5.5. Índices de riesgo de acuerdo a las propiedades del suelo	44
5.6. Índices de riesgo en función del clima.....	49
5.7. Índice de riesgo para la interacción de la calidad del agua, el tipo de cultivo, las propiedades del suelo y las características climáticas.....	53
6. Discusión general	54
7. Conclusiones	57
8. Perspectivas	59
9. Referencias bibliográficas	60
10. Anexos.....	66
Anexo 1. Artículo publicado	66
Anexo 2. Artículo enviado	66

Índice de Tablas

	Página
Tabla 1. Parámetros del índice de calidad del agua: Importancia relativa	5
Tabla 2. Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos según su índice de calidad del agua (ICA)	6
Tabla 3. Guía para la interpretación de la calidad del agua de riego	9
Tabla 4. Determinaciones para evaluar la calidad del agua de riego.	10
Tabla 5. Clasificación del agua por su salinidad potencial	11
Tabla 6. Concentración de Calcio (Cax) que se espera permanezca en la Interfase agua-suelo, después del riego con agua con una relación HCO ₃ /Ca y CE determinadas	13
Tabla 7. Potencial de rendimiento en función de la salinidad del agua de riego (CEw) o la salinidad del suelo (CEs) en cultivos extensivos.....	20
Tabla 8. Potencial de rendimiento en función de la salinidad del agua de riego (CEw) o la salinidad del suelo (CEs) en cultivos hortícolas.....	20
Tabla 9. Potencial de rendimiento en función de la salinidad del agua de riego (CEw) o la salinidad del suelo (CEs) en frutales.	21
Tabla 10. Clasificación del índice precipitación/evapotranspiración potencial.	23
Tabla 11. Parámetros de clima en la zona de estudio.....	28
Tabla 12. Parámetros de calidad de muestras de agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora.	30
Tabla 13. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su salinidad efectiva.	31
Tabla 14. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su salinidad potencial, considerando suelos mal drenados.....	31

	Página
Tabla 15. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su salinidad potencial, considerando suelos con drenaje lento.....	31
Tabla 16. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su índice de permeabilidad.	32
Tabla 17. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con los criterios de Wilcox (1944).	32
Tabla 18. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con los criterios de la Universidad de Oklahoma.....	32
Tabla 19. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui por su conductividad eléctrica.	34
Tabla 20. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui por su efecto sobre la infiltración.	34
Tabla 21. Coeficientes de correlación entre los parámetros analizados.....	35
Tabla 22. Coeficientes de correlación entre los parámetros calculados.....	36
Tabla 23. Ecuaciones de regresión para las variables más correlacionadas.....	37
Tabla 24. Índices de riesgo por la conductividad eléctrica del agua.....	40
Tabla 25. Índices de riesgo del agua por su efecto sobre la infiltración (RAS).....	40
Tabla 26. Índices de riesgo biológico para el uso del agua del acuífero del Valle del Yaqui.	43
Tabla 27. Coeficientes de correlación entre la conductividad hidráulica y las características texturales de suelos del Valle del Yaqui.....	44
Tabla 28. Capacidad de retención de agua de muestras de suelo del Valle del Yaqui, Sonora... ..	52

Índice de Figuras

	Página
Figura 1. Almacenamiento de agua en el sistema de presas del Río Yaqui y en la presa Álvaro Obregón. 1964-2006. CNA (2006).	1
Figura 2. Criterios para clasificar el agua de riego según Richards (1954)	8
Figura 3. Criterios para clasificar el agua de riego citados por Del Valle (2001).....	8
Figura 4. Localización del Valle del Yaqui, Sonora.	27
Figura 5. Localización de las 14 estaciones climáticas del Valle del Yaqui, Sonora. ...	28
Figura 6. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui, de acuerdo con Richards (1954).	33
Figura 7. Distribución espacial de algunas características evaluadas en muestras de agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora. a) conductividad eléctrica; b) calcio; c) sodio; d) magnesio; e) cloruros y f) relación de adsorción de sodio.	39
Figura 8. Rendimiento relativo de maíz (materia seca por maceta) en función de la CE del agua de riego	41
Figura 9. Rendimiento relativo de materia seca de tres cereales en función de la CE del agua de riego.....	42
Figura 10. Modelos del rendimiento relativo de tres especies de importancia económica en el Valle del Yaqui en función de la CE del agua de riego	42
Figura 11. Patrón de cultivos asociado a la distribución especial de la calidad del agua.	43
Figura 12. Porcentaje de arcilla de los suelos del Valle del Yaqui, Sonora.....	45
Figura 13. Conductividad eléctrica (dS m^{-1}) de los suelos del Valle del Yaqui, Sonora	47

Figura 14. Conductividad eléctrica del suelo después de tres experimentos con agua de diferente salinidad en experimentos de laboratorio	47
Figura 15. Efecto de la conductividad eléctrica del agua sobre el rendimiento relativo de maíz en dos ciclos sucesivos en experimentos en macetas... ..	48
Figura 16. Distribución mensual de la precipitación en el Valle del Yaqui (1960-2003).....	49
Figura 17. Precipitación y ETP del año 2003 en 14 estaciones climáticas del Valle del Yaqui.....	50
Figura 18. Índice de aridez mensual y anual de acuerdo a 14 estaciones climáticas automatizadas ubicadas en el Valle del Yaqui, Sonora. Ciclo 2003.....	50
Figura 19. Déficit anual de agua (pp_n -ETP) en el Valle del Yaqui, Sonora.....	51
Figura 20. Precipitación acumulada en el mes de septiembre y máxima diaria en 14 estaciones climáticas del Valle del Yaqui, Sonora. Ciclo 2003	52

Lista de Abreviaturas

STD	Sólidos Totales Disueltos
Ca	Calcio
Mg	Magnesio
Na	Sodio
K	Potasio
SO ₄ ⁼	Sulfatos
HCO ₃ ⁻	Bicarbonatos
CO ₃ ⁼	Carbonatos
Cl ⁻	Cloruros
CE	Conductividad Eléctrica
CE _e	Conductividad Eléctrica en el extracto de saturación
CE _w	Conductividad Eléctrica en el agua
CSR	Carbonato de Sodio Residual
RAS	Relación de Adsorción de Sodio
RAS _c	Relación de Adsorción de Sodio corregida
RAS _{aj}	RAS ajustada
RAS _{aj/2}	RAS ajustada entre dos
RAS _{Ca}	RAS ajustada por la relación HCO ₃ ⁻ /Ca y la CE
IS	Índice de Saturación
pH	Potencial Hidrogeno
ICA	Índice de Calidad del Agua
CNA	Comisión Nacional del Agua
SEMARNAP	Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca
SE	Salinidad Efectiva
SP	Salinidad Potencial
PSI	Porcentaje de Sodio Intercambiable
PSP	Porcentaje de Sodio Posible
IP	Índice de Permeabilidad
meq L ⁻¹	Miliequivalentes por litro
√	Raíz cuadrada
dS m ⁻¹	decisiemens por metro
NaCl	Cloruro de sodio
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
INEGI	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
UNEP	United Nations Environment Program
P (ppn)	Precipitación
ETP	Evapotranspiración Potencial
SIG	Sistemas de Información Geográfica
r	Coefficiente de correlación
R ²	Coefficiente de determinación
pCa	Logaritmo negativo de la concentración de calcio
pAlk	Concentración equivalente de (CO ₃ + HCO ₃)
pK ₂ '	Logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del H ₂ CO ₃
pK _c '	Constante de solubilidad del CaCO ₃

Resumen

En el presente trabajo se estudiaron los parámetros de calidad del agua procedente del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora, y se determinaron índices de riesgo (IR) para su uso agrícola. El índice general se calculó con la media de los índices de riesgo asociados a la calidad del agua (IR_{agua}), la tolerancia de los cultivos a la salinidad ($IR_{\text{biológico}}$), las características del suelo (IR_{suelo}) y el clima ($IR_{\text{climático}}$). Para determinar el IR_{agua} , se estudió la composición química y la distribución espacial de 226 muestras de agua. Se seleccionaron 164 análisis que cumplieron con un error de balance iónico menor o igual al 5%. Las variables estudiadas fueron el pH, CE, la concentración de sodio (Na^+), calcio (Ca^{++}), magnesio (Mg^{++}), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^-), carbonatos (CO_3^-) y bicarbonatos (HCO_3^-), así como la salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), carbonato de sodio residual (CSR), índice de permeabilidad (IP), porcentaje de sodio intercambiable (PSI), relación de adsorción de sodio (RAS), RAS corregido, RAS ajustado, RAS ajustado por la relación HCO_3/Ca ; se aplicaron esquemas conocidos de clasificación. Para el cálculo del $IR_{\text{biológico}}$ se validaron en laboratorio los criterios de tolerancia relativa publicados en la literatura. Para determinar el IR_{suelo} se evaluó la textura, las conductividades eléctrica e hidráulica y la capacidad de retención de agua en el suelo y su distribución espacial. El $IR_{\text{climático}}$ se estimó en función del índice de aridez ‘precipitación/evapotranspiración potencial’ (ppn/ETP), anual y mensual. Para determinar los índices parciales y el índice general se establecieron los índices de riesgo en un rango de bajo, moderado o severo (valores de 1, 2 o 3 respectivamente).

La CE promedio del agua fue de 2.06 dS m^{-1} , $\text{RAS} = 3.91$, $\text{RAS}_{\text{corregido}} = 4.44$, $\text{RAS}_{\text{ajustado}} = 8.82$ y $\text{RAS}_{\text{corregido por HCO}_3/\text{Ca}} = 4.38$; la concentración de Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^- , HCO_3^- y Cl^- , fue de 8.5, 7.69, 5.08, 4.57, 3.30 y 12.5 meq L^{-1} , respectivamente. Por su parte, se determinaron valores de $\text{SE} = 14.8$, $\text{SP} = 14.7$, $\text{CSR} = 0.57$, $\text{IP} = 53.7$, $\text{PSI} = 5.83$ y $\text{PSP} = 42.2$. El 54.27% de los pozos extraen agua condicionada y 41.46% de mala calidad, según los valores de SE y SP (21.95 y 56.71%). De acuerdo con los análisis, el 43.3% de los pozos extraen agua altamente salina (C3) y según Ayers y Westcot (1985), el 75.61% extraen agua con restricción en uso de ligero a moderado. Por su CE, los criterios coincidieron en clasificar el agua como condicionada y con restricción a uso moderado. Por CSR, el 85.9% de las muestras evidenció buena calidad, mientras que por el PSP, 68.3% no rebasó el valor de 50, umbral en el que el agua puede sodificar el suelo. Según Richards (1954), 62% de los pozos extraen agua con un RAS clasificado como S1 (agua baja en sodio), lo cual coincidió con Ayers y Westcot (1985), ya que el 76.83% de los pozos no presentó ninguna restricción. Por su IP, 65.85% de los pozos extraen agua Clase I, sin peligro de sodificación, lo cual coincide con Wilcox (1948), dado que el agua de 41.47% de los pozos es de muy buena a aceptable calidad, con un riesgo bajo de sodificar el suelo y afectar la infiltración del agua. Se observó alta correlación entre el RAS y RAS_{aj} ($r = 0.952$), $\text{RAS}_{\text{aj}/2}$ ($r = 0.935$), RAS_{Ca} ($r = 0.96$) y PSP ($r = 0.75$), así como entre la CE y SE ($r = 0.949$), SP ($r = 0.982$), Cl^- ($r = 0.958$), Ca^{++} ($r = 0.907$), Mg^{++} ($r = 0.894$), SO_4^- ($r = 0.677$), Na^+ ($r = 0.571$) y CSR ($r = -0.895$). El Cl^- correlacionó con Ca^{++} ($r = 0.849$) y Mg^{++} ($r = 0.819$); SO_4^- con Ca^{++} ($r = 0.721$) y Mg^{++} ($r = 0.72$); Ca^{++} con Mg^{++} ($r = 0.868$); CSR con PSP ($r = 0.658$), IP ($r = 0.747$), SE ($r = -0.791$) y SP ($r = -0.90$); y SE con SP ($r = 0.961$). Se encontró factible la selección de un menor número de variables para clasificar el agua con validez. Por su CE, el agua tiene un índice de riesgo de moderado a severo (2.1) y por RAS de bajo a moderado (1.2).

La tolerancia relativa de los cultivos evaluados fue cebada>triticale>trigo>maíz, lo cual indica que los criterios de FAO (Ayers y Westcot, 1985) son válidos para las condiciones de este trabajo. El trigo no germinó cuando la CE del agua fue de 3.0 dS m⁻¹ y de 13.15 dS m⁻¹ en el suelo, el triticale no germinó a valores de 4.0 en agua y 16.85 dS m⁻¹ en suelo, mientras que la cebada germinó bajo todas las condiciones de salinidad evaluadas. En el caso de maíz, el rendimiento relativo del primer ciclo se caracterizó por la función $y = -9.1289x + 97.407$ ($R^2 = 0.9065$), mientras que en el segundo fue $y = -14.673x + 90.035$ ($R^2 = 0.8175$). La salinidad inicial del suelo fue muy importante, ya que cuando ésta es una condición pre existente modificó radicalmente el rendimiento potencial de referencia. El índice de riesgo ponderado para esta característica fue de 2.1 es decir el mismo que para la clasificación del agua por su salinidad, lo que representa un riesgo moderado y no es apta para cultivos sensibles. Se puede utilizar en cultivos de moderadamente sensibles a moderadamente tolerantes dependiendo de la especie.

Los coeficientes de correlación entre la conductividad hidráulica y las características texturales fueron de 0.455 con arena, - 0.219 con limo y - 0.349 con arcilla. El contenido promedio de arcilla fue de 54.5% con una desviación estándar de 7.3%. Por su textura, los suelos se consideraron con un índice de riesgo severo (igual a tres), ya que son Vertisoles y Xerosoles y ambos tipos de suelo se distinguen por su alto contenido de arcilla y tienen un alto riesgo de salinización. Con respecto a la CE del suelo, para la determinación del índice de riesgo se consideró que una CE menor o igual a 1.0 dS m⁻¹ no tiene ningún riesgo, de 1.01 a 6.0 tiene un riesgo moderado dependiendo del cultivo, mientras que suelos con valores mayores a 6.0 dS m⁻¹ tendrán un riesgo severo para la mayoría de los cultivos. La media ponderada para esta característica fue de 1.66, un 60.2% de las muestras tuvieron una CE entre 1.01 y 6.0 dS m⁻¹, 38% menor o igual a 1.0 dS m⁻¹ y 2.9% mayor a 6.0 dS m⁻¹.

El índice de aridez anual fue de 0.118 el cual es característico de una zona árida, sin embargo enero, marzo, abril, mayo, junio, noviembre y diciembre se consideran meses hiperáridos (<0.05), octubre y julio áridos (0.05 - <0.20), febrero y agosto semiáridos (0.20 - <0.50) y septiembre sub-húmedo seco (0.50 - <0.65). Para establecer los índices de riesgo, se consideró que los valores de índice de aridez superiores a 1.0 (donde existe un excedente de agua) tendrían un índice de riesgo igual a 1.0, valores entre 0.5 y 1.0 un índice de riesgo de 2 y valores menores a 0.5 (ppn/ETP) un índice de riesgo de 3. De acuerdo con este criterio, bajo cualquier período de evaluación el índice de aridez anual fue menor a 0.5 con lo cual el índice de riesgo correspondiente fue de 3.0 (índice de riesgo severo). La máxima precipitación se registró en septiembre de 2003 y fue de 152.9 mm en una de las estaciones, la media fue de 78.5 mm, la precipitación máxima diaria 54.2 mm y la media de máximas diarias fue de 31.8 mm. La capacidad de retención de agua del suelo fue de 119 mm en promedio en el estrato de 0 a 30 cm, cantidad muy superior a la media de máximas. La capacidad de retención mínima fue de 51 mm, lo que indica que la probabilidad de que la lluvia lave el exceso de sales es muy baja y más si se utiliza el valor de la precipitación efectiva y el estrato de suelo de 0 a 60 cm. Lo anterior es un indicador del severo riesgo climático (valor de 3) que representa el uso de agua de mala calidad. El índice de riesgo general fue 2.27 e indica que el agua tiene un índice de riesgo de moderado a severo, definido principalmente por el contenido de arcilla de los suelos y por el índice de aridez de la región, circunstancias que en la mayoría de los casos no son tomados en cuenta al momento de clasificar el agua para uso agrícola.

Abstract

In this work we studied the water quality parameters from the Yaqui Valley aquifer, Sonora (México), and identified water quality risk indices (IR) for agricultural use. The index was calculated with average values of the risk indices associated to water quality (IRagua), the salinity tolerance of crops (IRbiológico), soil characteristics (IRsuelo) and a climate index (IRclimático). To determine IRagua, we studied the chemical composition and spatial distribution of 226 water samples. 164 of the selected samples for analyses evidenced an error of ionic balance less than or equal to 5%. The variables studied were pH, EC, the concentration of sodium (Na^+), calcium (Ca^{++}), magnesium (Mg^{++}), chloride (Cl^-), sulphate (SO_4^{--}), carbonate (CO_3^{--}) and bicarbonate (HCO_3^-), as well as the actual salinity (SE), potential salinity (SP), residual sodium carbonate (CSR), permeability index (PI), exchangeable sodium percentage (PSI), sodium adsorption ratio (SAR), SARcorrected, RAS adjusted, and RASadjusted by the ratio HCO_3^-/Ca ; common schemes of water classification were applied. To calculate IRbiológico, we validated in laboratory the relative tolerance criteria published in literature. To determine IRsuelo, we assessed the texture, electrical and hydraulic conductivity, as well as the ability to retain water in the soil and its spatial distribution. IRclimático was determined according to the aridity index 'precipitation/potential evapotranspiration' (pp_n/ET_p), on annual and monthly basis. To determine the sub-indices and the overall index, we established ranks for low, moderate and severe risk (values of 1, 2 or 3, respectively).

The average value of EC water was 2.06 dS m^{-1} , $\text{SAR} = 3.91$, $\text{RAS}_{\text{corrected}} = 4.44$, $\text{RAS}_{\text{adjusted}} = 8.82$, $\text{RAS}_{\text{corrected}} \text{ HCO}_3^-/\text{Ca} = 4.38$, the concentration of Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^{--} , HCO_3^- and Cl^- , was 8.5, 7.69, 5.08, 4.57, 3.30 and 12.5 meq L^{-1} , respectively. On the other hand, $\text{SE} = 14.8$, $\text{SP} = 14.7$, $\text{CSR} = 0.57$, $\text{IP} = 53.7$, $\text{ISP} = 5.83$, and $\text{PSP} = 42.2$. For its IS 54.27% of the extracted water wells and conditional 41.46% of poor quality, its values for SP were 21.95 and 56.71%. According to Richards (1954) 43.3% of the wells extract highly saline water (C3) and FAO (Ayers and Westcot, 1985), 75.61% of the extracted water wells with a restriction on the use of light to moderate. For its EC, all agreed on the criteria used to classify water as conditional and with moderate use restriction. For the CSR, 85.9% of the samples were of good quality water, whereas the PSP, 68.3% did not exceed the value of 50, the threshold that water can return to a sodium soil. For Richards, 62% of the wells draws water with a RAS classified as S1, ie water low in sodium, diagnosis coincided with FAO (Ayers and Westcot, 1985), as the 76.83% of the wells failed to provide any restriction. For an estimated $\text{IP}=65.85\%$ of the extracted water, Class I does not hold a risk of sodification. The previous criterion coincided with that of Wilcox, where 41.47% of the wells draw water from excellent to acceptable. Accordingly, the water has a low risk of soil sodification and cause problems in the infiltration of water. There was a high correlation between the value of RAS and RAS_{aj} ($r = 0.952$), $\text{RAS}_{\text{aj}}/2$ ($r = 0.935$), $\text{RAS}_{\text{Ca}^{++}}$ ($r = 0.96$) and PSP ($r = 0.75$), and between the EC and SE ($r = 0.949$), PS ($r = 0.982$), Cl^- ($r = 0.958$), Ca^{++} ($r = 0.907$), Mg^{++} ($r = 0.894$), SO_4 ($r = 0.677$), Na ($r = 0.571$) and CSR ($r = -0.895$). The Cl-Ca correlated ($r = 0.849$) and Mg ($r = 0.819$); Ca SO_4 ($r = 0.721$) and Mg ($r = 0.72$), Ca with Mg ($r = 0.868$); CSR PSP ($r = 0.658$), IP ($r = 0.747$), S ($r = -0.791$), PS ($r = -0.90$); and SE with SP ($r = 0.961$). It was determined that it is feasible to estimate some variables and rank the water more easily. For its EC, the water has an index of risk of moderate to severe (2.1) and RAS low to moderate (1.2).

The relative tolerance of barley was evaluated >triticale>wheat>corn, which indicates that the criteria in this work are valid according to FAO (Ayers y Westcot, 1985). Wheat germinated when EC of extracted water from saturated soil was 3.0 dS m⁻¹ and 13.15 dS m⁻¹, triticale did not germinate at EC values of 4.0 in water and 16.85 dS m⁻¹ soil, while barley germinated under all conditions of salinity evaluated. In the case of corn, the relative performance of the first cycle was characterized by the function $y = 9.1289x + 97,407$ ($R^2 = 0.9065$), while the second one was $y = -14.673x + 90.035$ ($R^2 = 0.8175$). The initial salinity of the soil was very important, because when this is a pre-existing condition radically altered the potential return of reference. The risk weighted index for this characteristic was 2.1, the same as that used for the classification of water by its salinity, which represents a moderate risk, being not suitable for sensitive crops. It can be used for crops moderately sensitive to moderately tolerant depending on the species.

The correlation coefficients between the hydraulic conductivity and textural characteristics were 0.455 for the sand-silt and 0.219 to 0.349 for clay. The average content of clay was 54.5% with a standard deviation of 7.3%. According to texture, soil were considered a risk index severe or equal to 3, as they are Vertisol and Xerosol types; both soils are characterized by their high content of clay with a high risk of salinity build up. With regard to the EC of the soil, for determining the risk index was considered an EC less than or equal to 1.0 dS m⁻¹ has no risk of 1.01 to 6.0 is a moderate risk depending on the crop, while soils values greater than 6.0 dS m⁻¹ will have a severe risk for most crops. The weighted average for this feature was 1.66, a 60.2% of the samples had an EC between 1.01 and 6.0 dS m⁻¹, 38% less than or equal to 1.0 dS m⁻¹ and 2.9% higher to 6.0 dS m⁻¹.

The annual rate of aridity was 0.118, which is a typical characteristic of an arid zone, however January, March, April, May, June, November and December are considered hyper-arid months (<0.05), October and July aggregates (0.05 - <0.20), February and August semiarid (0.20 - <0.50) and September dry sub-humid (0.50 - <0.65). To establish the risk rates, it was considered that the values of aridity index higher than 1.0 (where there is a surplus of water) have a risk index equal to 1.0, values between 0.5 and 1.0 a risk index of smaller values and 2 to 0.5 (ppn / ETP) a risk index of 3. According to this criterion, in any grading period of aridity annual rate was less than 0.5 bringing the corresponding risk index was 3.0 (severe risk index). The highest rainfall was recorded in September 2003 and was 152.9 mm in one of the stations, the average was 78.5 mm, 54.2 mm rainfall maximum daily and the average daily maximum was 31.8 mm. The average water-holding capacity was 119 mm, at the 0 to 30 cm depth, much higher than the average maximum. The holding capacity minimum was 51 mm, which indicates that the probability of lixiviation of salts is very low, and suggests a low value of effective precipitation at the soil layer from 0 to 60 cm. This is an indicator of severe climatic risk (worth 3) which represents the use of water of poor quality. The index of overall risk was 2.27, indicating that the water has an index of risk of moderate to severe, defined primarily by the content of clay soils and the aridity index of the region, circumstances that in the majority of cases are not taken into account when classifying water for agricultural use.

1. Antecedentes

El Valle del Yaqui, Sonora, está conformado por dos distritos de riego, el 018 que opera 22,794 hectáreas de las comunidades Yaquis, y el 041 que maneja 233,166 ha. La actividad agrícola del Valle, depende del almacenamiento de agua en el sistema de presas construido en la cuenca del Río Yaqui, el cual tiene una capacidad de almacenamiento de 7,008.4 hm³, de los cuales 3,227 corresponden a la presa Álvaro Obregón, la cual constituye la principal fuente de agua para riego en el Valle del Yaqui. Sin embargo, a partir de 1997 se observó una drástica reducción en la captación promedio de agua en el sistema de presas, registrándose en junio de 2003 el nivel de almacenamiento más bajo en la historia, con un 13% en el sistema de presas y un 12.7% en la presa Álvaro Obregón (Figura 1).

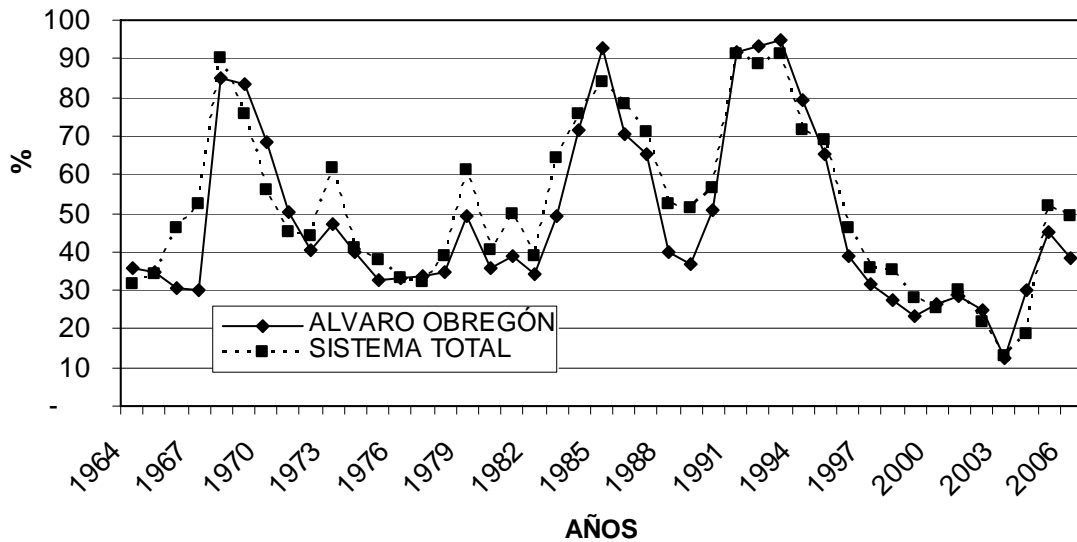


Figura 1. Almacenamiento de agua en el sistema de presas del Río Yaqui y en la presa Álvaro Obregón. 1964-2006. CNA (2006).

Esto ha originado un cambio significativo en el patrón de cultivos del Valle del Yaqui, ya que se pasó de una rotación de dos cultivos por año, a un sistema de monocultivo donde el trigo es el cultivo dominante. Esta situación afecta la economía de la región, debido a que con un solo cultivo, prácticamente no existe actividad agrícola durante la mitad del año. Bajo esas circunstancias, para el ciclo otoño-invierno 2003-2004 no se autorizó la extracción de agua para uso agrícola de la presa Álvaro Obregón y sólo se extrajo agua para uso doméstico. Una opción que permitió subsanar la falta de agua en el sistema de presas, consistió en la operación de una red de pozos profundos mediante los cuales se extrajeron del acuífero aproximadamente 350 millones de metros cúbicos y con lo cual fue posible establecer un programa de siembra de alrededor de 70,000 ha.

Sin embargo de acuerdo con estudios recientes, la mayor parte del acuífero del Valle del Yaqui contiene un rango de 1000 a 5000 mg L⁻¹ de sólidos totales disueltos (González *et al.*, 2003) en lo cual coinciden estudios previos realizados por Flores (2001). La información anterior es consistente con lo reportado por Sharma y Minhas (2005), quienes indican que las zonas caracterizadas por la falta de agua también destacan por sus acuíferos de mala calidad.

Las áreas con acuíferos salinos incluyen las zonas con alta aridez, con alto nivel freático, condiciones de saturación, y en la cercanía del mar en las regiones costeras. Hamdy *et al.* (1993) coinciden en señalar que en las regiones áridas y semiáridas, existe disponibilidad de agua salina, la cual proviene del drenaje agrícola o como intrusión de agua de mar cerca de las áreas costeras.

La dotación de agua por hectárea procedente de la presa, se asigna al inicio del ciclo otoño-invierno que es el ciclo prioritario, motivo por el cual durante este ciclo el agua de pozo se mezcla con agua de la presa ya que toda la red de canales principales y secundarios llevan agua, lo que mejora sustancialmente su calidad, sin embargo debido a la sequía, desde 1997 no se ha asignado agua para el ciclo de verano, por lo que en este segundo ciclo no existe agua de la presa en la red de canales y el agua de pozo se utiliza sin mezclar en el riego de algodón, maíz, alfalfa y huertos de cítricos. La mezcla de agua salina con agua de buena calidad, parece ser una estrategia adecuada cuando el agua de pozos se vierte a la red principal de canales, sin embargo en la red secundaria donde el volumen de agua conducido es mucho menor, se requieren estudios adicionales para determinar el límite permisible de mezclado.

Por otra parte, la calidad del agua resultante de la mezcla, parece ser apta para los cultivos más importantes de la región, que son trigo y cártamo en el ciclo otoño-invierno y algodón en primavera-verano. Sin embargo, la experiencia en la utilización de aguas salinas en otras zonas de riego, indica que se ha provocado el desarrollo de problemas de salinidad, sodicidad y problemas de toxicidad en el suelo, lo cual no solo ha reducido la productividad y la calidad de las cosechas, sino que también ha limitado la elección de cultivos. Lo anterior se explica porque cuando se utiliza agua salina en un cultivo tolerante, ese cultivo en particular podrá desarrollarse adecuadamente si el agua y el suelo se manejan de manera óptima. Sin embargo en la mayoría de los casos, se observará una tendencia a la acumulación de sales en el suelo que inhibirá el desarrollo posterior de especies susceptibles y aún de las especies tolerantes que inicialmente se establecieron, ya que el nivel de salinidad en el suelo puede llegar a superar el umbral de tolerancia del cultivo.

Como estrategia de manejo de aguas salinas, el uso de agua de tercera y cuarta clase sólo puede utilizarse en el riego de suelos de buena permeabilidad. Al respecto, se debe tomar en cuenta que más de la mitad de los suelos del Valle del Yaqui se clasifican texturalmente como arcillas y presentan por lo general drenaje interno restringido. Debido a su efecto en la capacidad de drenaje del suelo, estas características son consideradas como factores de riesgo de degradación de suelos cuando se aplica agua salina, (Mirralles *et al.*, 2002).

En la actualidad, la productividad del agua y el uso seguro de aguas de mala calidad en la agricultura, deben jugar un papel muy importante en el uso de las cada vez más escasas fuentes de agua, en la prevención de la degradación ambiental y la seguridad alimentaria. En base a lo anterior, se puede afirmar que el uso indiscriminado de agua de mala calidad en ausencia de estrategias adecuadas de manejo de agua, suelo y cultivo, genera un grave riesgo para el suelo y el ambiente. En este sentido y como parte de una necesaria planeación a largo plazo del manejo de agua, suelo y planta, se considera indispensable estudiar las características de calidad del agua procedente del acuífero, delimitar las zonas del mismo donde se podría utilizar de manera sostenible este recurso y determinar los factores de riesgo asociados a la textura de los suelos, el clima y la tolerancia relativa de los cultivos.

2. Introducción

Las regiones semiáridas por su bajo nivel de precipitación anual de aproximadamente 300 mm, son susceptibles o están en riesgo de sufrir desertificación. La alta temperatura y el alto potencial de evapotranspiración de estas zonas, resultan en un déficit hídrico muy severo que hace indispensable la utilización del riego para practicar la agricultura.

El riego se convierte en una práctica necesaria cuando la precipitación no es suficiente para satisfacer las demandas hídricas de los cultivos. Sin embargo, las aguas de riego llevan siempre consigo diversos componentes en solución o suspensión los cuales pueden tener un efecto negativo sobre el desarrollo de los cultivos, sobre las propiedades del suelo y aún sobre el funcionamiento de la tecnología utilizada para la conducción del agua (Ortiz, 1997).

El papel de la agricultura de riego en la salinización de los suelos se ha reconocido por cientos de años, y podría por lo tanto, darse por entendido que algo de salinización en suelo y agua es inevitable al utilizar el riego. Las aguas de riego típicas contienen de 0.1 a 4.0 kg de sales por m³ y si consideramos que anualmente se aplican de 1.0 a 1.5 metros de lámina de riego, entonces se añaden de 1 a 60 toneladas de sal por hectárea por año a los suelos irrigados (Ayers y Westcot, 1985).

Por lo general, las zonas caracterizadas por la falta de agua, también destacan por sus acuíferos de mala calidad. Las áreas con acuíferos salinos incluyen las zonas con alta aridez, con alto nivel freático y condiciones de saturación y en la cercanía del mar en las regiones costeras, mientras que las aguas alcalinas existen generalmente en regiones con una precipitación anual de 500 a 700 mm. (Sharma y Minhas, 2005).

Aunque la irrigación se practica a gran escala principalmente en las regiones áridas y semiáridas del mundo, la importancia de la irrigación en la agricultura se ha incrementado rápidamente aún en regiones semihúmedas. No obstante, los esfuerzos para incrementar la producción agrícola son bloqueados por la escasez de agua de buena calidad. Las fuentes de agua dulce se han ido agotando debido a la fuerte presión de una creciente utilización, donde el sector agrícola utiliza aproximadamente un 80% de las fuentes disponibles, sin embargo, más agua es necesaria para las demandas futuras de producción de fibras y alimentos.

En las regiones áridas y semiáridas, existe disponibilidad de agua salina, la cual proviene del drenaje agrícola o como intrusión de agua de mar cerca de las áreas costeras. Sin embargo es de vital importancia determinar guías de manejo que minimicen el efecto adverso del uso agrícola del agua salina sobre el suelo y las plantas (Hamdy *et al.*, 1993), ya que en años recientes la sequía y la falta de planeación del uso del agua, han llevado a utilizar agua altamente salina, cuyas consecuencias sobre la degradación de los suelos es aún incierta (Pérez-Sirvent, 2003).

2.1. La calidad del agua

2.1.1. Criterios generales

Según Letey *et al.* (2003), la calidad del agua es definida como “las propiedades químicas, físicas y biológicas del agua que afectan su uso”. De acuerdo con lo anterior, la calidad del agua no puede ser definida hasta que su uso sea especificado.

Desde un punto de vista agrícola, la calidad del agua se refiere al tipo y la cantidad de sales presentes en el agua y su efecto sobre el suelo y el desarrollo y crecimiento de los cultivos. El uso de agua salina en la agricultura altera las características químicas de los suelos. Además, una alta concentración de sodio y cloro puede causar desordenes nutricionales y toxicidad. Las sales se encuentran en concentraciones variables en todas las aguas y pueden disociarse en iones cuando son puestas en solución (De Pascale y Barbieri, 1995)

Las características más importantes que determinan la calidad del agua para riego son la concentración total de sales solubles, la concentración relativa del sodio con respecto a otros cationes, la concentración de boro u otros elementos que puedan ser tóxicos, y bajo ciertas condiciones, la concentración de bicarbonatos con relación a la de calcio mas magnesio. Los principales iones que se evalúan en el agua son calcio, magnesio, sodio, potasio, sulfatos, cloruros, carbonatos y bicarbonatos (Richards, 1954; Ayers y Wescot, 1985; Rhoades *et al.*, 1992; Glover, 1993; Boman *et al.*, 2002).

Aguas con alto contenido de calcio o magnesio se consideran “duras” y no son recomendables para uso domestico, sin embargo este tipo de agua se considera buena para irrigación. De los cationes encontrados en el agua, el sodio es el más peligroso. A diferencia de las aguas cálcicas o magnésicas, aquellas altas en sodio son consideradas “blandas” y generalmente no son recomendables para irrigación. El ión sulfato no provoca en general daños a las plantas, sin embargo, contribuye al incremento de la salinidad en la solución del suelo. En contraste, el cloro tiene un efecto tóxico directo sobre algunas plantas (Glover 1993).

La calidad del agua de riego se determina de varias formas incluyendo el grado de acidez y alcalinidad (pH), conductividad eléctrica (CE), carbonato de sodio residual (CSR), y relación de adsorción de sodio (Richards, 1954; Ayers y Westcot, 1985; Glover, 1993).

Aunque en el pasado el agua salina ha sido considerada como una fuente no utilizable, se ha encontrado que los antiguos estándares pueden ser cambiados y nuevas prácticas pueden ser adoptadas. Se sabe por ejemplo, que el uso de agua salina afecta más en la etapa de germinación que en el desarrollo de las plántulas, por lo cual no se recomienda mezclar aguas salinas con aguas dulces, en todo caso es mejor una aplicación secuencial de agua dulce durante las etapas sensibles y de agua salina durante las etapas tardías (Hamdy *et al.*, 1993). El potencial de reutilización de las aguas salinas depende de la calidad del agua, tipo de suelo, cultivos y condiciones agro-climáticas (Sharma y Rao, 1998).

Para Sharma y Minhas (2005), el manejo del agua salina, comprende todos aquellos métodos, sistemas y técnicas de conservación del agua, remediación, desarrollo, aplicación, uso y remoción, que promuevan un nivel de uso social y ambientalmente favorable al menor costo posible

2.1.2. Índices de calidad del agua

Se han desarrollado índices para clasificar el agua, algunos con enfoque ecológico como el Índice de Calidad del Agua (ICA) desarrollado por la CNA y la SEMARNAP (1989), el cual indica el grado de contaminación del agua a la fecha del muestreo y está expresado como porcentaje del agua pura; así, agua altamente contaminada tendrá un ICA cercano o igual a cero por ciento, en tanto que en el agua pura el valor del índice será de 100% (Tabla 1).

El ICA fue desarrollado de acuerdo con las siguientes etapas: La primera etapa consistió en crear una escala de calificación de acuerdo con los diferentes usos del agua. La segunda involucró el desarrollo de una escala de calificación para cada parámetro de tal forma que se estableciera una correlación entre los diferentes parámetros y su influencia en el grado de contaminación. Después de que fueron preparadas estas escalas, se formularon los modelos matemáticos para cada parámetro, los cuales convierten los datos físicos en los correspondientes índices de calidad por parámetro (I_i). Debido a que ciertos parámetros son más significativos que otros en su influencia en la calidad del agua, este hecho se modeló introduciendo pesos o factores de ponderación (W_i) según su orden de importancia respectivo. Finalmente, los índices por parámetro son promediados a fin de obtener el ICA de la muestra de agua (Tabla 2). Sin embargo este criterio no se considera de utilidad para la clasificación del agua con fines agrícolas.

Tabla 1. Parámetros del índice de calidad del agua: importancia relativa

Parámetro	Peso (W_i)	Parámetro	Peso (W_i)
Demanda Bioquímica de Oxígeno	5.0	Nitrógeno en nitratos (NO_3^{-1})	2.0
Oxígeno disuelto	5.0	Alcalinidad	1.0
Coliformes fecales	4.0	Color	1.0
Coliformes totales	3.0	Dureza total	1.0
Sust. activas al azul de metileno	3.0	Potencial de Hidrógeno (pH)	1.0
Conductividad eléctrica	2.0	Sólidos suspendidos	1.0
Fosfatos totales (PO_4^{-3})	2.0	Cloruros (Cl^{-1})	0.5
Grasas y aceites	2.0	Sólidos disueltos	0.5
Nitrógeno amoniacal (NH_3)	2.0	Turbiedad	0.5

Fórmula del ICA

$$\text{ICA} = \frac{\sum_{i=1}^n I_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Donde el subíndice i identifica a cada uno de los 18 parámetros antes presentados, por lo que $i = 1, 2, n$, y $n = 18$.

Fuente: Semarnap, Comisión Nacional del Agua, 1989.

Tabla 2. Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos, según su índice de calidad del agua (ICA).

ICA		USOS DEL AGUA						
Valor (%)	Criterio General	Abastecimiento público	Recreación general	Pesca y vida acuática	Industrial y agrícola	Navegación		
100								
90	Excelente	No requiere purificación	Aceptable para cualquier deporte acuático	Aceptable para todos los organismos	No requiere purificación	A c c e p t a b l e		
80	Aceptable	Requiere purificación ligera			Requiere purificación ligera para algunos procesos			
70		Mayor necesidad de tratamiento	Aceptable mas no recomendable	No requiere tratamiento para uso en la industria				
60	Contaminado				Aceptable, excepto para especies muy sensibles			
50					Dudoso para especies sensibles			
40	Fuertemente contaminado	Dudoso	Dudoso	Sólo organismos muy resistentes	Requiere tratamiento para uso en la mayor parte de la industria			
30	Inaceptable	Inaceptable	Evitar contacto con el agua	Inaceptable	Uso muy restringido	Contaminado		
20			Señal de contaminación					
10			Inaceptable				Inaceptable	Inaceptable
0								

Fuente: Semarnap, Comisión Nacional del Agua, 1989.

Si bien el criterio anterior da una idea general de la calidad del agua, no proporciona una aproximación en aspectos como el tipo de cultivo, el clima, la textura del suelo y la toxicidad de iones específicos, criterios que son muy importantes para el estudio de la calidad con fines de irrigación.

2.1.3. Clasificación por salinidad

Desde el punto de vista agrícola, la clasificación más conocida es la reportada por Richards (1954) y en la cual en base a la combinación de 4 categorías de agua en función de su salinidad y la relación de adsorción de sodio (RAS), se obtienen 16 combinaciones denominadas CS. Las cuatro categorías de salinidad y sodicidad se describen a continuación y el diagrama para la clasificación se reporta en la Figura 2.

Agua de baja salinidad (C1)

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

Agua de salinidad media (C2)

Puede usarse siempre y cuando haya un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales.

Agua altamente salina (C3)

No puede usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aún con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad, se debe, por lo tanto, seleccionar únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a sales.

Agua muy altamente salina (C4)

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

2.1.4. Clasificación por sodicidad

Agua baja en sodio (S1)

Puede usarse para el riego en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. No obstante, los cultivos sensibles, como algunos frutales, pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio.

Agua media en sodio (S2)

En suelos de textura fina el sodio representa un peligro considerable, más aún si dichos suelos poseen una alta capacidad de intercambio de cationes, especialmente bajo condiciones de lavado deficiente, a menos que el suelo contenga yeso. Estas aguas solo pueden usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos de buena permeabilidad.

Agua alta en sodio (S3)

Puede producir niveles tóxicos de sodio intercambiables en la mayor parte de los suelos, por lo que estos necesitan prácticas especiales de manejo, buen drenaje, fácil lavado y adiciones 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 substituir el sodio intercambiable; sin embargo, tales mejoradores no serán económicos si se usan aguas de muy alta salinidad.

Agua muy alta en sodio (S4)

Es inadecuado para riego, excepto, cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo y/o la aplicación de yeso u otros mejoradores no hace antieconómico el empleo de esta clase de agua.

Posteriormente, otros autores subdividieron la clase de C3 que comprende entre 0.750 y 2.25 dS m^{-1} originalmente definida y establecieron una subclase C3A entre 0.750 y 1.50 y una subclase C3B entre 1.5 y 2.5 dS m^{-1} para equipararlas con otras clasificaciones (Figura 3). Además se agregó la clasificación C5 y C6 para conductividades eléctricas entre 5.0 y 7.0 y entre 7.0 y 10.0 dS m^{-1} respectivamente (Del Valle, 2001).

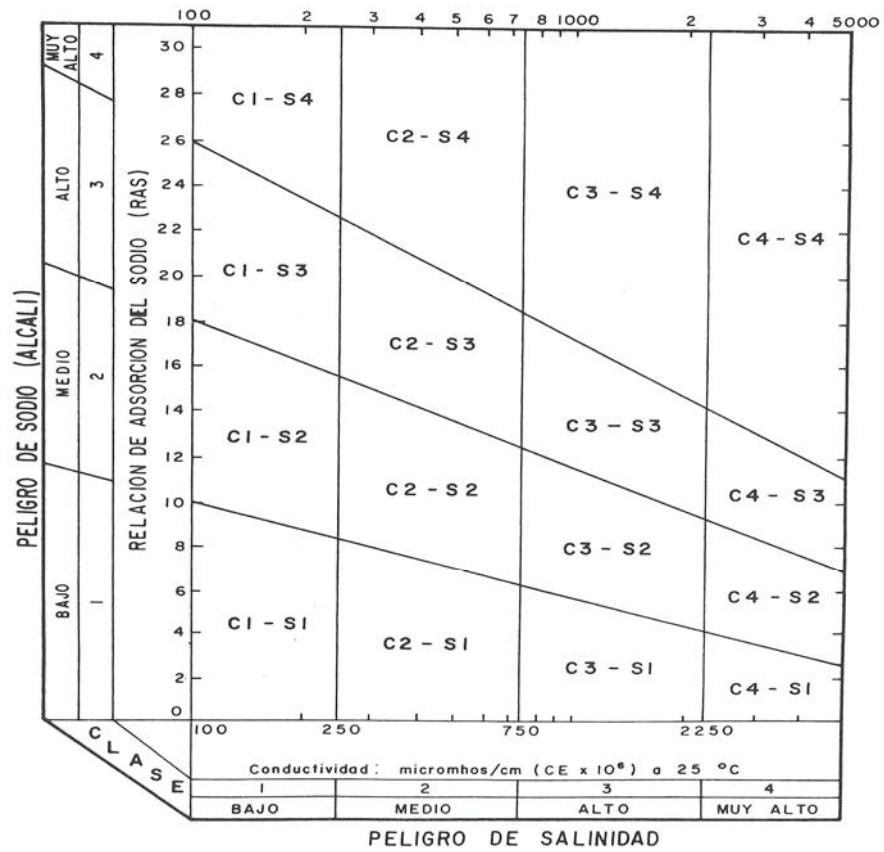


Figura 2. Criterios para clasificar el agua de riego según Richards (1954)

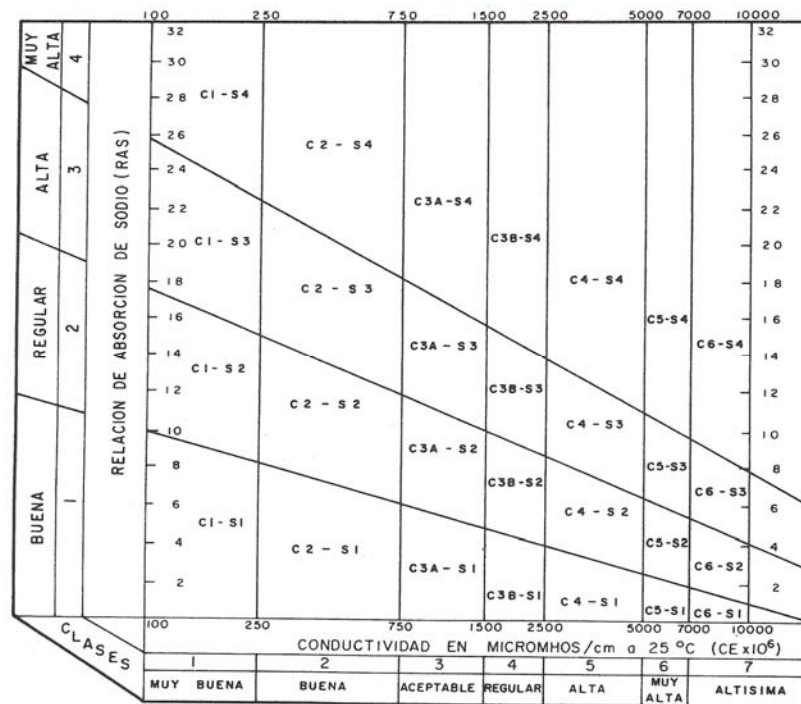


Figura 3. Criterios para clasificar el agua de riego citados por Del Valle (2001)

Posteriormente, la FAO publicó la guía de interpretación que actualmente está en uso. En las Tablas 3 y 4 se describen los criterios para la interpretación de la calidad del agua de riego de acuerdo con la FAO y en la cual además del riesgo de salinidad y del efecto del sodio sobre la infiltración del suelo, se clasifica el agua por su concentración de iones específicos que podrían causar toxicidad en cultivos sensibles (Ayers y Westcot, 1985).

Tabla 3. Guía para la interpretación de la calidad del agua para riego.

Problemas potenciales		Unidad	Grado de restricción en uso		
			Ninguno	Ligero o Moderado	Severo
Salinidad (afecta la disponibilidad de agua)					
	CE	dS m ⁻¹	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
	STD	mg L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000
Infiltración (afecta la tasa de infiltración del agua. (Se evalúa usando CE _w y RAS juntos)					
RAS = 0 – 3	CE_w =		> 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 ión específico (afecta cultivos sensibles)					
Sodio (Na)					
	Riego superficial	RAS	< 3	3 – 9	> 9
	Riego por aspersión	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
Cloruro (Cl)					
	Riego superficial	meq L ⁻¹	< 4	4 – 10	> 10
	Riego por aspersión	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
	Boro (B)	meq L ⁻¹	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
Efectos misceláneos (afecta cultivos sensibles)					
	Nitrógeno (NO₃ - N)	mg L ⁻¹	< 5	5 – 30	> 30
	Bicarbonato (HCO₃)				
	(En aspersión únicamente)	meq L ⁻¹	< 1.5	1.5 – 8.5	> 8.5
	pH		Rango Normal 6.5 – 8.4		

Tomado de Ayers y Westcot (1985)

Tabla 4. Determinaciones para evaluar la calidad del agua para riego.

Parámetros del agua	Símbolo	Unidades	Rango en aguas de riego	
SALINIDAD				
<u>Contenido de sales</u>				
Conductividad Eléctrica	CE _w	dS m ⁻¹	0 – 3	dS m ⁻¹
Sólidos totales disueltos	STD	mg L ⁻¹	0 – 2000	mg L ⁻¹
<u>Cationes y Aniones</u>				
Calcio	Ca ⁺⁺	meq L ⁻¹	0 – 20	meq L ⁻¹
Magnesio	Mg ⁺⁺	meq L ⁻¹	0 – 5	meq L ⁻¹
Sodio	Na ⁺	meq L ⁻¹	0 – 40	meq L ⁻¹
Carbonatos	CO ₃ ⁻	meq L ⁻¹	0 – .1	meq L ⁻¹
Bicarbonatos	HCO ₃ ⁻	meq L ⁻¹	0 – 10	meq L ⁻¹
Cloruros	Cl ⁻	meq L ⁻¹	0 – 30	meq L ⁻¹
Sulfatos	SO ₄ ⁻	meq L ⁻¹	0 – 20	meq L ⁻¹
MISCELANEOS				
Boro	B	mg L ⁻¹	0 – 2	mg L ⁻¹
Acidez/Basicidad	pH	1–14	6.0 – 8.5	
Relación de adsorción de sodio	SAR		0 – 15	

Tomado de Ayers y Westcot (1985)

Otros criterios de clasificación que se han usado y que algunos laboratorios todavía siguen reportando se describen a continuación.

Salinidad efectiva

Ortiz (1997) cita que en zonas áridas el agua presenta grandes cantidades de calcio y magnesio en solución las cuales tienden a precipitarse en el suelo. Suponiendo que los carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio y el sulfato de calcio se precipitan, la salinidad promedio de las aguas puede reducirse a la mitad, y las sales que permanecen en solución como las sales de sodio, los cloruros de calcio y magnesio y el sulfato de magnesio, representan la llamada “salinidad efectiva” del agua. El cálculo se basa en cuatro posibles casos:

- Si $[Ca^{++}] > [CO_3^{=} + HCO_3^{-} + SO_4^{=}]$
 $SE = [Ca^{++} + Mg^{++} + Na^{+} + K^{+}] - [CO_3^{=} + HCO_3^{-} + SO_4^{=}]$
- Si $[Ca^{++}] < [CO_3^{=} + HCO_3^{-} + SO_4^{=}]$ y $[Ca^{++}] > [CO_3^{=} + HCO_3^{-}]$
 $SE = [Mg^{++} + Na^{+} + K^{+}] - [CO_3^{=} + HCO_3^{-} + SO_4^{=}]$
- Si $[Ca^{++}] < [CO_3^{=} + HCO_3^{-}]$ y $[Ca^{++} + Mg^{++}] > [CO_3^{=} + HCO_3^{-}]$
 $SE = [Ca^{++} + Mg^{++} + Na^{+} + K^{+}] - [CO_3^{=} + HCO_3^{-}]$
- Si $[Ca^{++} + Mg^{++}] < [CO_3^{=} + HCO_3^{-}]$
 $SE = [Na^{+} + K^{+}]$

Por su salinidad efectiva, las aguas son de primera clase si la salinidad efectiva es menor de 3.0 meq L⁻¹, condicionadas o clase dos entre 3.0 y 15.0 meq L⁻¹, y de mala calidad o clase 3 cuando la salinidad efectiva es mayor de 15. El criterio de salinidad efectiva supone que tendrá lugar la precipitación de los carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio, pero es probable que parte de los carbonatos que quedan en solución se precipiten con el calcio proveniente del complejo de intercambio, aspecto que no es tomado en cuenta por este criterio (Ortiz, 1997).

Salinidad potencial

En este caso se supone que el calcio y el magnesio intercambiables en el suelo se precipitan con carbonatos y sulfatos provenientes del agua, ocasionando que la concentración de sulfatos baje aproximadamente a la mitad, sin embargo en el caso de suelos calcáreos se esperaría que el total de sulfatos del agua se precipitarán como sulfato de calcio. La salinidad potencial se calcula de la siguiente manera:

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

Las aguas se agrupan en tres clases y los rangos de cada clase se establecen en función de las condiciones de drenaje del suelo (Tabla 5).

Tabla 5. Clasificación del agua por su salinidad potencial.

Condición del suelo	Salinidad potencial meq L ⁻¹		
	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Mal drenado	< 3	3 - 5	> 5
Drenaje lento	< 5	5 - 10	> 10
Bien drenado	< 7	7 - 15	> 15
Bien drenado y cultivos medianamente tolerantes	< 10	20 - 30	> 30
Bien drenado cultivos altamente tolerantes	< 15	25 - 35	> 35

Relación de adsorción de sodio

En la fase intercambiable de los suelos, el intercambio entre cationes de diferente valencia se encuentra gobernado por la ley de acción de masas y tiene la forma:

$$RAS = \frac{\text{Na}}{\sqrt{(\text{Ca} + \text{Mg})}}$$

La RAS es útil para caracterizar el grado de sodicidad de un suelo debido a que existe una relación entre el RAS de la solución y el PSI de un suelo, la cual se describe por la siguiente función:

$$PSI = 1.475 \text{ RAS}/1 + 0.0147 \text{ RAS}$$

Por otra parte si la solución se concentra por un factor de 2, la RAS aumenta en $\sqrt{2}$, es decir:

$$RAS \text{ final} = \sqrt{2} \text{ RAS inicial}$$

De acuerdo con Ortiz (1997), un factor que reduce el valor de la RAS como indicadora de la sodicidad del agua, es que no toma en cuenta la formación de pares iónicos, lo cual puede afectar la relación de cationes monovalentes a divalentes en la solución del suelo. La formación de pares iónicos depende de la valencia, el radio iónico y la concentración de los iones en solución y se ha determinado que el grado de formación de pares iónicos en el caso del sodio es de 3 a 7 veces menor que el del calcio y magnesio, resultando en un incremento en la RAS. La ecuación para determinar la RAS corregida (RAS_c) en función del efecto mencionado es:

$$RAS_c = 0.08 + 1.115 RAS$$

Relación de adsorción de sodio ajustada

En 1936 Langelier propuso el concepto del índice de saturación para predecir la precipitación del carbonato de calcio del agua al alcanzar el punto de saturación en presencia de bicarbonatos (Ortiz, 1997).

$$\begin{aligned} IS &= \text{pH agua} - \text{pHc} \\ \text{pH agua} &= 8.4 \\ \text{pHc} &= (\text{pK}_2 - \text{pKc}) + \text{pCa} + \text{pAlk} \text{ en donde} \\ \text{pK}_2 - \text{pKc} &= \text{Suma de } (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na}) \\ \text{pCa} &= \text{Ca} + \text{Mg} \\ \text{pAlk} &= (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3) \\ RAS_{aj} &= RAS_r [1 + (8.4 - \text{pHc})] \end{aligned}$$

De acuerdo con el mismo autor, el procedimiento para el cálculo del SAR ajustado no es muy recomendado, Suárez (1981) evaluó cuidadosamente este procedimiento y concluyó que sobre-estima el peligro de sodio. Sugirió que si se utiliza, el valor obtenido por este método deberá ser ajustado por un factor de 0.5 para evaluar más correctamente los efectos del HCO_3 sobre la precipitación del calcio ($RAS_{ajust.} \times 0.5$) y recomendó;

RAS ajustada (Suárez, 1981) = $\text{Na}/\sqrt{1/2}(\text{Ca}_x + \text{Mg})$, donde Ca_x se calcula de la relación HCO_3/Ca y la fuerza iónica (CE) del agua que se describe en la Tabla 6.

Carbonato de Sodio Residual

Otra aproximación empírica que ha sido usada ampliamente para predecir el peligro potencial del sodio asociado con la precipitación del CaCO_3 es el carbonato de sodio residual (CSR); se calcula con base en la siguiente ecuación:

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

$$\text{Porcentaje de sodio posible} = [\text{Na}/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na}) - (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)] * 100$$

$$\text{Índice de Permeabilidad} = [(\text{Na} + \sqrt{\text{HCO}_3})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na})] * 100$$

Tabla 6. Concentración de calcio (Cax) que se espera permanezca en la interfase agua-suelo, después del riego con agua de una relación HCO_3/Ca y CE determinadas.

Relación HCO_3/Ca	Salinidad del agua aplicada (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
.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
.10	8.31	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
.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
.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	7.57	7.91
.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
.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
.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
.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
.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
.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
.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.54	1.63	1.70
2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
4.50	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	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

Tomado de Ayers y Westcot (1985)

2.2. El riego y la salinidad

El agua ha sido un factor muy importante en el ascenso y caída de grandes civilizaciones, las que colapsaron cuando las fuentes de suministro fallaron o fueron manejadas inadecuadamente. Los proyectos de irrigación mal planeados y ejecutados, generan grandes cantidades de sales y otros compuestos químicos que han llevado a la “esterilización” de algunos de los mejores y más productivos suelos del mundo. Hoy en día, la salinidad afecta seriamente la productividad de 20 a 30 millones de hectáreas bajo riego, y se estima que este problema avanza a una tasa de entre 1.0 y 1.5 millones de hectáreas por año. Se podría afirmar que la salinidad es un problema persistente donde quiera que se practique la irrigación a gran escala (El-Ashry, 1994).

Para Kuylenstierna *et al.* (1997), la salinización es considerada como uno de los principales problemas relacionados con la degradación de los suelos bajo riego, y cita que a nivel mundial la salinidad afecta el 60% de las tierras de cultivo, dentro de las cuales se incluye un tercio de las tierras irrigadas. De acuerdo con Rhoades *et al.* (1992), los países donde los problemas de salinidad son más graves son Australia, China, Egipto, India, Irak, México, Pakistán, Siria, Turquía, las ex repúblicas Soviéticas y los Estados Unidos. En México existen reportes de que 465,000 ha (18% del total) están afectadas por salinidad ya sea en el agua o en suelo (Murillo-Amador, 2001), mientras que en el Noroeste de México, se estima que existen 290,768 ha afectadas que representa el 61% del total nacional (Camara, 1996).

El papel de la agricultura de riego en la salinización de los suelos se ha reconocido por cientos de años, y podría por lo tanto, darse por entendido que algo de salinización en suelo y agua es inevitable al utilizar el riego. Las aguas de riego típicas contienen de 0.1 a 4.0 kg de sales por m³ y si consideramos que anualmente se aplican de 1.0 a 1.5 metros de lámina de riego, entonces se añaden de 1 a 60 toneladas de sal por hectárea por año a los suelos irrigados (Ayers y Westcot, 1985).

En la actualidad, existe el consenso de que el uso continuo de agua salina (0.3-0.5%), afecta las características físicas y químicas de los suelos y que el conocimiento de este efecto es de vital importancia para la sostenibilidad de la agricultura de riego (Paliwal y Gandhi, 1973)

La acumulación de sales como resultado de la irrigación con agua salina, es un serio problema en las regiones áridas y semiáridas. El desarrollo de la salinidad está determinada por varios factores, dentro de los cuales se pueden mencionar; la concentración total de sales y la composición iónica del agua de riego, la frecuencia de riego, las características del drenaje, el tipo de suelo, el tipo y cantidad de arcilla, la profundidad del suelo, presencia de estratos compactados o una capa arcillosa, profundidad del manto freático y condiciones climáticas. Sin embargo, bajo condiciones de campo, es muy difícil evaluar la contribución individual de cada uno de estos factores (Paliwal y Gandhi, 1973).

La salinidad del suelo se incrementa en forma proporcional a la concentración de sales del agua de riego. Hamdy *et al.* (1993) reportaron que durante un tiempo de 28 días en trigo y 55 días en algodón, la salinidad del suelo se incrementó de 2 a 5 veces la salinidad del agua utilizada en el riego.

En un estudio para evaluar el efecto del uso de agua salina sobre la salinización del suelo, Pérez-Sirvent (2003) encontró que la conductividad eléctrica del suelo se incrementó de 2 a 6 veces el valor de la CE del agua aplicada, lo cual se explicó debido al proceso de evapotranspiración. En un promedio de 18 sitios de muestreo, la CE se incrementó de 3.22 a 4.84 dS m⁻¹ en el período de 1993 a 1996, mientras que para el mismo período, el valor de SAR pasó de 2.81 a 3.54. Se concluyó que el uso de aguas con alta concentración de sales acelera el proceso de degradación de los suelos, reduce su capacidad productiva e incrementa la salinización del suelo.

Sharma y Rao (1998) evaluaron aguas con una CE de 0.5 hasta 18.8 dS m⁻¹ en un suelo franco arenoso, e indicaron que la salinidad del suelo se incrementó en función de la cantidad de agua salina aplicada. A la cosecha del sexto ciclo de trigo, la salinidad promedio en el estrato 0-30 cm fue 1.8 en el tratamiento de 0.5 dS m⁻¹, 7.6 en el de 6.0, 9.4 en el de 9.0, 9.8 en el de 12.0 y 10.7 en el de 18.8 dS m⁻¹ en el agua de riego. Con relación al RAS, este se incrementó en función de la salinidad del agua, mientras que la conductividad hidráulica se redujo de 9.6 mm h⁻¹ cuando se utilizó agua con 0.5 dS m⁻¹, a un rango de 8.8 a 9.2 cuando se utilizó agua de 9 a 18.8 dS m⁻¹. De acuerdo con sus observaciones, fue posible usar agua con CE de 9 dS m⁻¹ para un 90% del potencial de rendimiento cuando el suelo estuvo provisto de drenaje sub-superficial. En esta evaluación, las lluvias y un riego de germinación con agua no salina lavaron el exceso de sales.

Paliwal y Gandhi (1973) evaluaron el efecto de la irrigación con agua salina proveniente de 74 pozos, sobre las características de los suelos a 0-23 y 23-45 cm de profundidad. La textura de los suelos fue arena y arena migajosa con un contenido de arcilla de 9 a 15%. La salinidad mínima, máxima y promedio del agua extraída de los pozos fue de 1.7, 27.0 y 7.9 dS m⁻¹, mientras que la conductividad eléctrica del extracto de saturación a 0-23 cm fue 1.8, 17.2 y 5.3 dS m⁻¹ y a 23-45 cm de 1.8, 14.2, 5.1 dS m⁻¹ respectivamente. De acuerdo con los resultados, la salinidad del suelo disminuyó después de la irrigación salina. Lo anterior se debió a la baja acumulación de sales en el suelo, lo cual se explicó por su bajo contenido de arcilla.

Datta y Jong (2002) en un estudio conducido en la India, determinaron que la superficie con problemas de salinidad se incrementó con el uso del agua del acuífero y llegó a un 35% del área en 25 años.

De Pascale y Barbieri (1995), indican que se deben tomar en cuenta las variaciones estacionales en la salinidad del suelo cuando se estudia la respuesta de las plantas a la salinidad. Generalmente la lluvia produce algo de lavado en la parte superficial del suelo y después de la temporada de lluvias la salinidad en el perfil puede reducirse marcadamente. En este sentido, la cantidad de sales lavadas será mayor, igual o menor que la cantidad de sales que se agregan en el agua de riego, lo cual estará en función de las reacciones químicas que se llevan a cabo en el suelo.

La irrigación con agua salina reduce el rendimiento y la calidad de los cultivos no solo por los desordenes nutricionales que provoca y por la toxicidad de cloro y sodio, el rendimiento también puede ser severamente afectado por la alteración de las características físicas y químicas del suelo al aplicar agua salina (Ayers y Westcot, 1985).

En una investigación reportada por De Pascale y Barbieri (1995), se estudió el efecto a largo plazo del uso de agua salina a la cual se aplicó desde 1988, 0%, 0.125%, 0.25%, 0.5% y 1% de NaCl en un suelo franco arcilloso. En 1992 y 1993 se evaluó la salinidad residual al final de la estación de riego y los valores de CE a 0-30 cm variaron entre 3.7 dS m⁻¹ (tratamiento 0%) y 20 dS m⁻¹ (tratamiento 1%). El índice de estructura del suelo disminuyó de 50% a 12% y la tasa de infiltración de 10 mm h⁻¹ a menos de 1 mm h⁻¹ en los tratamientos de 0% y 1%, lo cual se explica debido a que una alta actividad del sodio con relación al calcio y magnesio afectó la estructura y permeabilidad de los suelos.

2.3. El suelo y la salinidad

En la mayoría de las zonas áridas situadas en el delta de grandes ríos, donde prevalecen condiciones de pobre drenaje y pendiente suave, se forman suelos de textura pesada y acuíferos someros. Bajo estas condiciones, el clima árido y el uso extensivo del riego ha traído como consecuencia la acumulación de sales en el suelo las cuales provienen tanto del agua de riego como del acuífero, las cuales se transportan por capilaridad. El mecanismo de esta acumulación está estrechamente correlacionado con la evaporación de la fase líquida de la solución del suelo sobre la superficie de éste, como resultado de las altas temperaturas y la baja humedad relativa (Barica, 1972).

Para el estudio de la salinidad, es necesario tomar en cuenta además de los estándares de calidad del agua, las características específicas del sitio, donde factores como la textura del suelo, precipitación y la tolerancia de los cultivos a las sales deben de considerarse (Sharma y Minhas, 2005). La irrigación con aguas con alta concentración de carbonatos y bicarbonatos provoca un incremento en el pH y en la saturación de sodio en el suelo. Aún bajo climas monzónicos, caracterizados por la concentración de la lluvia en un corto período de lluvia.

La textura fina se ha identificado como uno de los factores de suelo que incrementan el riesgo de sodificación de los suelos agrícolas, principalmente de los vertisoles y los regosoles (Richards, 1954; Mirralles *et al.*, 2002). La evaluación del riesgo de degradación del suelo por exceso de sales, considera la influencia de la textura ya que afecta la porosidad y la capacidad de drenaje del suelo, y se otorgan valores de 0.1 para textura gruesa, 1.0 para textura media y 1.5 para textura fina (Mirralles *et al.*, 2002)

Los problemas de salinidad se encuentran fundamentalmente en los suelos de arcillas expandibles (Suástegui *et al.*, 1995). En el Valle del Yaqui, Sonora, se ha observado mediante estudios geohidrológicos de la matriz agua-suelo, que la salinidad del agua muestra una variación vertical asociada con el contenido de arcilla y la montmorillonita y la calcita han sido identificadas como los principales componentes de este estrato arcillo-limoso (González *et al.*, 1998; 2001). Los estudios también indicaron que el agua posee una capacidad potencial para disolver las fases minerales insaturadas y con esto incrementar la salinidad del acuífero.

La acumulación de sales es mayor en los suelos de textura arcillosa que en los de textura arenosa, sin embargo, de acuerdo con Hamdy *et al.* (1993) y Gavande (1982), los suelos arcillosos podrían no tener problemas desde el punto de vista de la salinidad, si tuvieran una buena estructura y drenaje. Sin embargo, se acepta en general que la prevención de la acumulación de sales es más difícil en los suelos de textura fina y permeabilidad lenta.

Para Ayers y Westcot (1985), una tasa de infiltración de 3 mm h^{-1} se considera baja, mientras que un valor superior a 12 mm h^{-1} es relativamente alto. Sin embargo, esto puede ser afectado por muchos factores además de la calidad del agua, incluyendo características físicas del suelo como la textura, el tipo de arcilla, y características químicas como la capacidad de intercambio catiónico. La textura del suelo juega un papel muy importante en la tolerancia a la salinidad a través del control de la acumulación/lavado de sales. De esta manera, aguas con alta salinidad por ejemplo 12 dS m^{-1} , puede ser usada en cultivos tolerantes o semitolerantes en suelos de textura gruesa; pero en suelos de textura fina, aguas con CE mayor de 2 dS m^{-1} frecuentemente provocan problemas de salinidad (Minhas, 1996).

Considerando que la acumulación de sales se incrementa en función del contenido de arcilla, al parecer las sales añadidas a través del riego a suelos arenosos y arenas migajosas no son retenidas debido al bajo contenido de arcilla y a la alta proporción de macroporos de esos suelos, debido a lo cual las sales aplicadas en el primer riego son lavadas por el riego siguiente. Paliwal y Gandhi (1973) citan que la conductividad eléctrica del extracto de saturación de un suelo irrigado fue inferior en un 50% a la CE del agua cuando el contenido de arcilla fue menor al 10%, esta reducción fue del 25% si el contenido de arcilla se ubicó entre 10 y 20%, sin embargo la CE eléctrica del extracto de saturación del suelo fue un 50% mayor que la CE del agua de riego, cuando la cantidad de arcilla se ubicó en un rango de 20-30% o mayor.

La tasa de infiltración generalmente se incrementa con la salinidad y disminuye al reducirse ésta o se incrementa el contenido relativo de sodio con relación al calcio y el magnesio (RAS). Por lo tanto, ambos factores salinidad y RAS deben ser considerados juntos para una adecuada evaluación de su efecto sobre la tasa de infiltración de agua. Cuando el agua tiene muy baja concentración de sales (menos de $\text{CE}_w = 0.2 \text{ dS m}^{-1}$) invariablemente se generan problemas de infiltración de agua, aún sin tomar en cuenta la relación de adsorción de sodio (Ayers y Westcot, 1985).

Cuando el agua tiene muy baja concentración de sales, tiende a lavar los minerales solubles especialmente el calcio, lo cual reduce su efecto estabilizador de los agregados y de la estructura del suelo. Sin sales y sin calcio, el suelo se dispersa y las partículas más finas tapan los poros del suelo, sellan la superficie y reducen grandemente la tasa a la cual el agua infiltra a través de la superficie. El suelo se encostra y se generan problemas de emergencia de las plántulas además de la disminución de la cantidad de agua que entrará al suelo por unidad de tiempo. Una cantidad excesiva de sodio en el agua de riego también provoca la dispersión del suelo y el colapso de la estructura, sólo si el sodio excede al calcio en una proporción mayor a tres, lo cual provocará problemas severos de infiltración de agua. Otros problemas relacionados con la baja infiltración tales como encostramiento del suelo, pobre emergencia, falta de aireación, enfermedades de la raíz, maleza y control de plagas complican el manejo del cultivo (Ayers y Westcot, 1985).

El uso continuo de aguas alcalinas puede deteriorar el suelo y las fuentes de agua y afectar la sostenibilidad de la producción agrícola a largo plazo. El incremento en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) representa un riesgo de deterioro de la estructura del suelo, lo cual es causado por el fenómeno de dispersión de las arcillas, lo que provoca un decremento en la porosidad y la permeabilidad. Lo anterior incrementa el riesgo de erosión y consecuentemente la degradación física y química del suelo (Kalenhonkar *et al.*, 2001; Pérez-Sirvent, 2003).

Para tratar de predecir el grado de salinidad o alcalinidad que puede desarrollar un suelo al utilizar agua de mala calidad, es necesario conocer las características químicas del agua de riego y del extracto de saturación del suelo ya que existen correlaciones entre ambas. Paliwal y Gandhi (1973) encontraron correlaciones positivas entre la CE del agua de riego y la CE del extracto de saturación del suelo, sin embargo, el coeficiente de determinación fue menor al 40% con lo cual no recomendaron tomar este parámetro para fines de predicción.

Kalenhonkar *et al.* (2001), citan resultados donde el incremento del valor de PSI correlacionó bien con la concentración de $\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$, seguido del carbonato de sodio residual CSR y la relación de adsorción de sodio (RAS) del agua de riego. Los coeficientes de correlación fueron 0.6, 0.54 y 0.45 respectivamente. El PSI en la zona radicular se correlaciona mejor con la relación de adsorción de sodio ajustada que con el carbonato de sodio residual ($r = 0.857$ y $r = 0.598$ respectivamente). Otros autores han reportado que el pH y PSI se incrementaron al aumentar el CSR y el RAS del agua de riego. La tasa de sodificación fue menor si a valores altos de CSR y RAS el agua contenía iones de calcio en una cantidad superior a los 2 mmol L^{-1} .

El uso de yeso es recomendado cuando el carbonato de sodio residual es mayor a 5 meq L^{-1} , los suelos son de textura media y la precipitación anual es menor a 500 mm , ya que el uso continuo de aguas con alto contenido de carbonato de sodio residual, incrementa el pH y el porcentaje de sodio intercambiable del suelo, lo cual provoca que disminuya la permeabilidad del suelo al agua. Sharma y Minhas (2005) citan un estudio en el cual después de seis años de irrigación con agua alcalina, el valor de PSI se incrementó de 3.5 a 46% y que al alternar la irrigación con agua dulce el valor de PSI se incrementó solo hasta 18.2%.

La salinidad en la zona radical y la inundación incrementan la absorción de sales en comparación con suelos no inundados. Este efecto se puede atribuir a que bajo condiciones anaeróbicas el transporte activo y los procesos de exclusión pueden fallar en la membrana de la raíz, de acuerdo con lo anterior se puede afirmar que la tolerancia a la salinidad puede ser mayor en suelos bien drenados (Shannon y Grieve, 1999), y que el lavado es el factor clave para el uso sostenible del agua salina en la irrigación (Shalhevet, 1994).

De los trabajos analizados, se puede concluir que la mayoría de los problemas de degradación del suelo relacionados con la agricultura, son causados por ineficiencias en la aplicación y distribución del agua de riego, la movilización y acumulación del exceso de agua y sales en zonas específicas determinadas por su condición hidrogeológica, y el retorno de las aguas salinas procedentes del drenaje a las fuentes de agua dulce (Ayers y Westcot, 1985).

2.4. Tolerancia de los cultivos a la salinidad

La salinidad es el mayor estrés abiótico en cultivos agrícolas alrededor del mundo, donde aproximadamente 20% de las tierras cultivadas y cerca de la mitad de las tierras irrigadas están afectadas por salinidad. Las plantas sujetas a estrés salino, despliegan una respuesta molecular compleja que incluye la producción de proteínas del estrés y osmolitos compatibles. Dado que el sodio inhibe muchas enzimas, es importante prevenir su acumulación en el citoplasma o en organelos diferentes a la vacuola, para este propósito, la absorción del sodio debe ser prevenida o reducida (Jian-Kang, 2001).

Los cultivos difieren considerablemente en su habilidad para tolerar salinidad o sodicidad. Los cultivos oleaginosos requieren menos agua y pueden tolerar altos niveles de salinidad en el agua de riego, mientras que los cultivos hortícolas por lo general son sensibles a las sales. En zonas de baja precipitación (<400 mm), se recomienda el monocultivo para mantener el balance de sales. De hecho la acumulación de sales y los límites de tolerancia al uso de aguas salinas/alcalinas depende de la textura del suelo, precipitación anual y constituyentes iónicos del agua (Minhas, 1996). El uso de agua salina afecta más en la etapa de germinación que en el desarrollo de las plántulas, por lo cual no se recomienda mezclar aguas salinas con aguas dulces, en todo caso es mejor una aplicación secuencial de agua dulce durante las etapas sensibles y de agua salina durante las etapas tardías (Hamdy *et al.*, 1993).

En estudios realizados con especies halófitas o con tolerancia a sales, se ha reportado un mayor potencial de rendimiento a menor concentración de sales (El-Hadad y Noaman, 2001; Murillo-Amador *et al.*, 2002; Glenn *et al.*, 1998). Aunque existen diferencias entre variedades en la tolerancia a la salinidad principalmente entre especies frutales que son especialmente sensibles a cloro y sodio, las diferencias entre especies extensivas y ornamentales no son comunes y generalmente pequeñas (Shalhevet, 1994). En materiales transgénicos se ha demostrado que los genes responsables de la tolerancia al frío o la sequía no se expresan bajo condiciones de crecimiento normales, lo mismo pasa al incrementarse el estrés por sales, donde se activan los mecanismos genéticos para incrementar la concentración de glicerol para alcanzar el balance osmótico (Jian-Kang, 2001).

Con respecto a los frutales, Ayers y Westcot (1985) indican que especies como los cítricos requieren que la conductividad eléctrica del agua de riego sea inferior a 1.1 dS m^{-1} , mientras que en el suelo dicho valor no deberá ser mayor a 1.7 dS m^{-1} , lo anterior para alcanzar el 100% del potencial productivo de esta especie. En durazno y chabacano se requiere la misma calidad de agua que para naranja, mientras que en el caso de vid, almendro y ciruelo, los autores mencionados indican que para máximo potencial la C.E. no debe ser mayor a 1.0 dS m^{-1} . Para otros autores, el valor umbral en frutales para máximo potencial en especies sensibles se ubica entre 1.5 y 1.8 dS m^{-1} de C.E. en el agua de riego (Rhoades *et al.*, 1992). En las Tablas 7-9 se reporta la tolerancia relativa a la salinidad de diferentes cultivos de importancia económica en el sur de Sonora.

Tabla 7. Potencial de rendimiento en función de la salinidad del agua de riego (CE_w) o la salinidad del suelo (CE_e) en cultivos extensivos.

Cultivos	100%		90%		75%		50%		0%	
									"máximo"	
	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w
Cebada (<i>Hordeum vulgare</i>) ^d	8.0	5.3	10	6.7	13	8.7	18	12	28	19
Algodón (<i>Gossypium hirsutum</i>)	7.7	5.1	9.6	6.4	13	8.4	17	12	27	18
Sorgo (<i>Sorghum bicolor</i>)	6.8	4.5	7.4	5.0	8.4	5.6	9.9	6.7	13	8.7
Trigo (<i>Triticum aestivum</i>) ^e	6.0	4.0	7.4	4.9	9.5	6.3	13	8.7	20	13
Trigo duro (<i>Triticum turgidum</i>)	5.7	3.8	7.6	5.0	10	6.9	15	10	24	16
Soya (<i>Glycine max</i>)	5.0	3.3	5.5	3.7	6.3	4.2	7.5	5.0	10	6.7
Alfalfa (<i>Medicago sativa</i>)	2.0	1.3	3.4	2.2	5.4	3.6	8.8	5.9	16	10
Maíz (<i>Zea mays</i>)	1.7	1.1	2.5	1.7	3.8	2.5	5.9	3.9	10	6.7
Frijol (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	1.0	0.7	1.5	1.0	2.3	1.5	3.6	2.4	6.3	4.2

Tomado de Ayers y Westcot (1985)

Tabla 8. Potencial de rendimiento en función de la salinidad del agua de riego (CE_w) o la salinidad del suelo (CE_e) en cultivos hortícolas.

HORTALIZAS	100%		90%		75%		50%		0%	
									"máximo"	
	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w
Calabacita (<i>Cucurbita pepo melopepo</i>)	4.7	3.1	5.8	3.8	7.4	4.9	10	6.7	15	10
Brócoli (<i>Brassica oleracea botrytis</i>)	2.8	1.9	3.9	2.6	5.5	3.7	8.2	5.5	14	9.1
Tomate (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	2.5	1.7	3.5	2.3	5.0	3.4	7.6	5.0	13	8.4
Pepino (<i>Cucumis sativus</i>)	2.5	1.7	3.3	2.2	4.4	2.9	6.3	4.2	10	6.8
Apio (<i>Apium graveolens</i>)	1.8	1.2	3.4	2.3	5.8	3.9	9.9	6.6	18	12
Papa (<i>Solanum tuberosum</i>)	1.7	1.1	2.5	1.7	3.8	2.5	5.9	3.9	10	6.7
Maíz dulce (<i>Zea mays</i>)	1.7	1.1	2.5	1.7	3.8	2.5	5.9	3.9	10	6.7
Pimiento (<i>Capsicum annuum</i>)	1.5	1.0	2.2	1.5	3.3	2.2	5.1	3.4	8.6	5.8
Lechuga (<i>Lactuca sativa</i>)	1.3	0.9	2.1	1.4	3.2	2.1	5.1	3.4	9.0	6.0
Rábano (<i>Raphanus sativus</i>)	1.2	0.8	2.0	1.3	3.1	2.1	5.0	3.4	8.9	5.9
Cebolla (<i>Allium cepa</i>)	1.2	0.8	1.8	1.2	2.8	1.8	4.3	2.9	7.4	5.0
Zanahoria (<i>Daucus carota</i>)	1.0	0.7	1.7	1.1	2.8	1.9	4.6	3.0	8.1	5.4

Tomado de Ayers y Westcot (1985)

Tabla 9. Potencial de rendimiento en función de la salinidad del agua de riego (CE_w) o la salinidad del suelo (CE_e) en frutales.

FRUTALES	100%		90%		75%		50%		0%	
									"máximo"	
	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w	CE_e	CE_w
Pomelo (<i>Citrus paradisi</i>)	1.8	1.2	2.4	1.6	3.4	2.2	4.9	3.3	8.0	5.4
Naranja (<i>Citrus sinensis</i>)	1.7	1.1	2.3	1.6	3.3	2.2	4.8	3.2	8.0	5.3
Durazno (<i>Prunus persica</i>)	1.7	1.1	2.2	1.5	2.9	1.9	4.1	2.7	6.5	4.3
Chabacano (<i>Prunus armeniaca</i>)	1.6	1.1	2.0	1.3	2.6	1.8	3.7	2.5	5.8	3.8
Vid (<i>Vitis sp.</i>)	1.5	1.0	2.5	1.7	4.1	2.7	6.7	4.5	12	7.9
Almendro (<i>Prunus dulces</i>)	1.5	1.0	2.0	1.4	2.8	1.9	4.1	2.8	6.8	4.5
Ciruelo (<i>Prunus domestica</i>)	1.5	1.0	2.1	1.4	2.9	1.9	4.3	2.9	7.1	4.7
Zarzamora (<i>Rubus sp.</i>)	1.5	1.0	2.0	1.3	2.6	1.8	3.8	2.5	6.0	4.0
Fresa (<i>Fragaria sp.</i>)	1.0	0.7	1.3	0.9	1.8	1.2	2.5	1.7	4	2.7

Tomado de Ayers y Westcot (1985)

Los valores de referencia se obtienen de la siguiente función:

$$Y = 100 - b (CE_e - a)$$

donde: Y = rendimiento relativo (porcentaje)

CE_e = conductividad eléctrica en el extracto de saturación en $dS\ m^{-1}$ o agua de riego

a = valor umbral de salinidad

b = pérdida de rendimiento por unidad de incremento en la salinidad

2.5. El clima y la salinidad

Las regiones áridas y semiáridas comprenden el 30% de la superficie de la tierra y están caracterizadas por un balance hídrico negativo casi todo el año. En estas regiones la degradación de suelos es un serio problema, generalmente causado por una estrecha interacción entre los factores biofísicos y socioeconómicos. Por otra parte, debido a que la precipitación en esas regiones tiene bajos promedios y una alta variabilidad espacial y temporal, además del carácter torrencial, es difícil hacer predicciones.

Con relación al clima, se señala que los tres elementos más importantes con relación a la respuesta a la salinidad, son la temperatura, la humedad relativa y la precipitación (Shalhevet, 1994). Generalmente la lluvia produce algo de lavado en la parte superficial del suelo y después de la temporada de lluvias la salinidad en el perfil puede reducirse marcadamente (De Pascale y Barbieri, 1995; Shalhevet, 1994). Si el clima es fresco y húmedo, las plantas toleran más salinidad que si están en un clima caliente y seco, lo cual explica que

algunos autores hayan encontrado un umbral de tolerancia mayor a los reportados. En general, la aridez extrema está asociada con la salinidad debido a que la falta de lluvia impide el lavado de las sales del perfil del suelo (Ferreira *et al.*, 1997).

Sin embargo, un problema general es la delimitación de las zonas climáticas, ya que los límites de las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas no son abruptos ni estáticos, debido a la alta variabilidad interanual en la precipitación y a la ocurrencia de sequías, lo cual puede ocurrir por períodos de varios años. En este sentido, es importante diferenciar los términos ‘aridez’, ‘sequía’ y ‘desertificación’; ‘aridez’ implica un déficit pluviométrico permanente (fenómeno climático de largo tiempo), lo cual está ligado a otras condiciones climáticas específicas, como temperaturas elevadas, baja humedad de aire, fuerte evaporación y es definida usualmente en términos de baja precipitación promedio o agua disponible. ‘Sequía’ resulta de un déficit pluviométrico temporal con relación a la precipitación normal (fenómeno de corto plazo) y es generalmente percibido como un incidente por debajo de la disponibilidad natural de agua. ‘Desertificación’ es la degradación de la tierra en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas derivada fundamentalmente de los efectos negativos de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas (Lobo, 2005).

El término “tierras secas” ha sido adoptado por la Convención de las Naciones Unidas para el combate de la desertificación (CCD) para describir a aquellas tierras donde los problemas de degradación de tierras deben ser atendidos y donde deben promoverse métodos para alcanzar el desarrollo sostenible, considerando su fragilidad ecológica. Dentro de las tierras secas se incluyen las zonas hiperáridas, las zonas áridas, las zonas semiáridas y las zonas subhúmedas secas. Se han realizado intentos para establecer los límites o definirlos en términos de características como la vegetación natural. Se debe reconocer también que zonas áridas individuales no representan climas homogéneos.

El problema fundamental para la caracterización y delimitación de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, desde el punto de vista climático, es la evaluación e identificación de variables climáticas para establecer un índice de deficiencia y excedencia de agua que evalúe la relación entre el agua que entra al sistema y que sale de este. El exceso de agua ocurre cuando la precipitación es mayor que la evapotranspiración potencial y posteriormente a que el suelo alcance la capacidad de campo. La magnitud de este elemento está determinado por la cantidad de agua que excede la capacidad máxima de retención del suelo (Thornthwaite, 1948).

Se han propuesto diferentes metodologías para la delimitación de zonas climáticas en el ámbito mundial, entre estas se destaca el sistema basado en la relación de precipitación/evapotranspiración, incluyendo el factor temperatura; Índice de aridez anual; Sistemas basados en la precipitación y temperatura media anual; en la longitud del período de crecimiento; en el número de meses secos, etc. Uno de los criterios más ampliamente utilizado para delimitar zonas climáticas es el índice climático P/ETP, desarrollado por la FAO y la UNESCO en 1977, tomando como base el índice de humedad propuesto por Thornthwaite (1948) y el método de Penman (1948). Este índice expresa la relación entre la precipitación anual promedio y la evapotranspiración potencial en un área determinada (UNEP, 1992).

Una vez revisados los diferentes índices utilizados para la caracterización y delimitación de Zonas Áridas, Semiáridas y Subhúmedas Secas, tanto en el ámbito regional como mundial, la UNEP acordó adoptar un índice que permite definir los lapsos de deficiencia y excedencia climática de agua en un período específico, el cual debe estar relacionado básicamente con la precipitación y la evapotranspiración de referencia en el sistema considerado. Por lo anterior se propuso la utilización de la relación precipitación/ET₀ (UNEP, 1997), donde se consideran la precipitación y la evapotranspiración de referencia del período.

Este índice se utilizará para la clasificación y delimitación de las tierras utilizando los criterios utilizados en el atlas mundial de desertificación (UNEP, 1997), siguiendo los valores señalados en la Tabla 10.

Tabla 10. Clasificación del índice P/ET₀

Clasificación de Zonas	P/ET ₀
Hiperáridas	< 0.05
Áridas	0.05 a < 0.20
Semiáridas	0.20 a < 0.50
Sub húmedas secas	0.50 a < 0.65
Sub húmedas húmedas	0.65 a 1.0
Húmedas	> de 1.0

Considerando que un régimen de humedad tiene dimensión espacial y temporal, se requiere utilizar índices que incluyan las variaciones temporales de la disponibilidad de agua. Considerando el tiempo, se pueden describir ambos, los períodos de déficit y exceso de agua.

La principal característica del régimen de humedad que influencia la distribución ecológica de las especies y el manejo del agua en la agricultura de riego es la longitud de la estación seca. Esta puede definirse mediante los siguientes criterios:

$$LP_D = \text{No. de meses secos (con déficit de agua)} = P < 0.5 ET_0$$

$$LP_R = \text{No. de meses lluviosos (con exceso de agua)} = P > ET_0$$

El déficit de agua es otro aspecto que determina la aridez de un clima y esta dado por el valor absoluto de las diferencias negativas entre precipitación y evapotranspiración de referencia. Este índice provee una estimación del déficit total anual de precipitación durante la estación seca. Esto es una aproximación del requerimiento de riego para cultivos perennes y se expresa como sigue (Lobo, 2005):

$$DH = \sum_1^{12} (P - ET_0)$$

DH = Déficit de agua anual (mm)

P = Precipitación mensual (mm)

2.6. La textura y la permeabilidad del suelo

Los suelos se componen de partículas cuyos tamaños, formas y su distribución proporcional determina muchas de las propiedades básicas de los suelos. Los nombres de las clases de textura se utilizan para identificar grupos de suelos con mezclas parecidas de partículas minerales. Los suelos minerales pueden agruparse de manera general en tres amplias clases texturales, que son las arenas, limos y las arcillas y se utiliza una combinación de estos nombres para indicar los grados intermedios (Barreto *et al.*, 2003).

Una característica asociada a la porosidad es la permeabilidad o facilidad que tiene el suelo para dejarse penetrar por los fluidos. No solo los valores absolutos de porosidad bastan para estimar la permeabilidad del suelo sino algunos otros factores como la geometría del sistema poroso. Así una estructura hojosa deja una gran porosidad pero dificulta notablemente la circulación del agua, al igual que sucede cuando no existe una buena interconexión entre los componentes de la macro porosidad (Barreto *et al.*, 2003).

De acuerdo con (Gavande, 1982) la conductividad hidráulica se incrementa a medida que lo hace el contenido de arena de los suelos. Los suelos ricos en arcilla y limo tienden a volverse compactos y masivos y a restringir la circulación de aire y agua. Estos suelos requieren labranzas más frecuentes y más elaboradas. Los suelos arenosos, que tienen partículas grandes, también tendrán espacios porosos grandes y menos poros de tamaño pequeño que un suelo arcilloso constituido de partículas finas.

La permeabilidad se indica por la velocidad de circulación del agua de gravedad o conductividad hidráulica, y es tanto más elevada cuanto la porosidad no capilar sea más grande. Esto se explica fácilmente si recordamos que el agua de gravedad circula a través de los macroporos del suelo arenoso Además de la textura, también la estructura y el contenido de materia orgánica afectan esta característica (Barreto *et al.*, 2003).

2.7. Los sistemas de información geográfica (SIG)

En la actualidad, la agricultura requiere la formulación de políticas de decisión a gran escala. El conocimiento de la distribución espacial de los recursos naturales y sus interrelaciones existentes, es indispensable en la planeación a largo plazo de las actividades productivas, y en este sentido, los sistemas de información geográfica se perfilan como una herramienta adecuada para este propósito.

Los SIG se pueden definir como *un sistema de hardware, software y procedimientos elaborados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados* (Johnston, 1998; Pérez *et al.*, 2002). En otras palabras, una herramienta que utiliza datos (variables) de acuerdo con su posición geográfica. Existen otras definiciones para los SIG, sin embargo, todas muestran ciertos elementos en común, los cuales se pueden considerar como los constituyentes de la base esencial de los SIG. Estos elementos son: (1) entrada de datos espaciales, (2) creación de

una base de datos que conserve sus características de modo económico y coherente, (3) gestión y manipulación para interrogar a la base de datos, (4) análisis y generación de nueva información a partir de la ya existente en la base de datos y (5) representación cartográfica de los datos (Pérez *et al.*, 2002).

Básicamente, un SIG está estructurado por cuatro elementos fundamentales: hardware (PC, escáner, tableta digitalizadora, impresoras, etc.), software (paquetes SIG tales como IDRISI, ERDAS, ARC/INFO, ARC/VIEW, etc.), datos (mapas temáticos, estadísticas, datos GPS, imágenes de satélite, etc.) y el usuario. La creación de la base de datos en un SIG es el corazón del proyecto, y es normal que consuma más de la mitad del tiempo. Una vez que los datos han sido introducidos, los SIG potencian la capacidad de manejo de éstos, a la vez que aceleran el acceso a la información para modelación.

Los SIG han sido empleados con éxito en la evaluación del riesgo de daño ambiental (Le Bissonnais, 2001; Kumar *et al.*, 2002); en la evaluación del riesgo de inundación por un incremento del nivel del mar provocado por el cambio climático (El-Raey, 1997); en la modelación de los posibles cambios en el paisaje provocados por el mismo fenómeno (Dockerty *et al.*, 2005), en el desarrollo de políticas para el manejo sostenible de los recursos hídricos (Tsanis y Naoum, 2003), y en la planeación de estrategias para el manejo sostenible del suelo (Godert *et al.*, 2001).

En base a la revisión anterior, se puede afirmar que el uso indiscriminado de agua de mala calidad en ausencia de estrategias adecuadas de manejo de agua, suelo y cultivo, genera un grave riesgo para el suelo y el ambiente. En este sentido y como parte de una necesaria planeación a largo plazo, se considera indispensable estudiar las características de calidad del agua procedente del acuífero para utilizar de manera sostenible este recurso sin un impacto negativo en los suelos y en los cultivos de la región, considerando la composición química del agua, la textura predominante de los suelos, las características climáticas y los cultivos de mayor importancia del Valle del Yaqui, Sonora.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Determinar índices de riesgo para el uso agrícola del agua procedente del acuífero del Valle del Yaqui, en función de la calidad del agua, del tipo de cultivo, las propiedades del suelo y las características climáticas de la región.

3.2. Objetivos particulares

1. Realizar un diagnóstico de la calidad del agua, su distribución espacial y determinar índices de riesgo de acuerdo a sus características químicas.
2. Determinar índices de riesgo biológico en función de la calidad del agua.
3. Determinar índices de riesgo de acuerdo a las propiedades del suelo.
4. Determinar índices de riesgo en función del clima.
5. Determinar índices de riesgo para la interacción de la calidad del agua, el tipo de cultivo, las propiedades del suelo y las características climáticas.

4. Materiales y métodos

El Valle del Yaqui se encuentra localizado en el Sur del estado de Sonora, entre los 108° 53' y 110° 37' de longitud Oeste y 26° 53' y 28° 37' de latitud Norte (Figura 4). El clima predominante en la región corresponde al BW(h')hw que se define como muy seco cálido, y BSo seco muy cálido. La precipitación anual es de 280 mm (promedio de 45 años) y la evaporación de 2005 mm (promedio de 20 años). Los tipos de suelo de acuerdo con la clasificación FAO/UNESCO y modificada por DGGTENAL, corresponden a Xerosoles, Vertisoles, Fluvisoles, Yermosoles y Solonchak. Aproximadamente un 12% de los suelos cultivables están clasificados como salinos, salino sódicos y sódicos. Un 33% de los suelos posee una textura media, un 5.6% son de textura ligera o medianamente ligera, un 16.4% son de textura medianamente pesada, y el resto (45%) son de textura pesada (Jiménez, 1999).

La cuenca del río Yaqui comprende una superficie de 71,452 km², en donde se presentan isoyetas de 300 a 1,400 mm. El total de la cuenca, 4000 km² se ubican en Estados Unidos en los estados de Arizona y Nuevo México, y de la superficie restante, una cuarta parte se encuentra en el estado de Chihuahua y el resto en el estado de Sonora. La corriente principal del río Yaqui posee una longitud de 850 km, cuyos afluentes son los ríos Bavispe, Papigóchic, Aros, Moctezuma, Chico, Sahuaripa y Tecoripa, entre otros. El escurrimiento anual del río Yaqui en 60 años de observación se estima en 2,944 millones de m³, el cual se almacena en un sistema de presas con una capacidad de 7,168 millones de m³ (Jiménez, 1999).

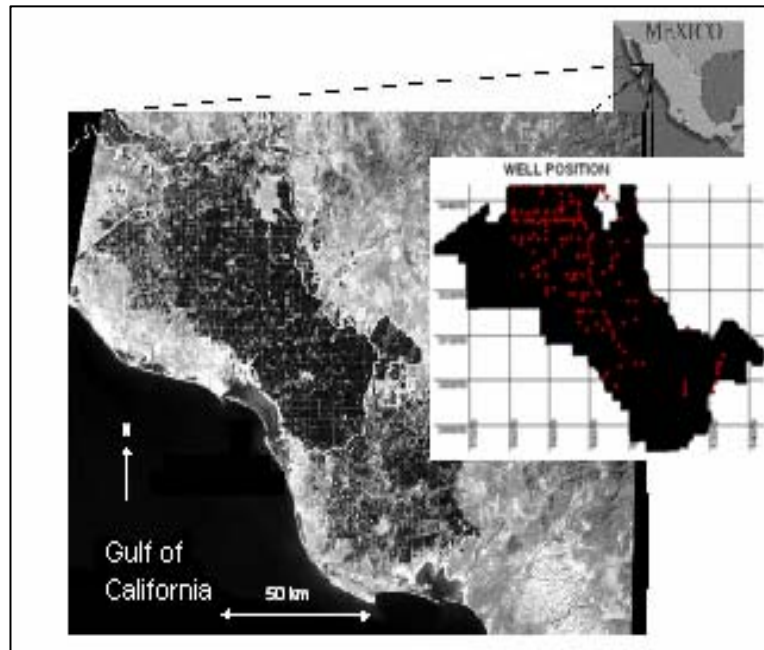


Figura 4. Localización del Valle del Yaqui, Sonora.

El diagnóstico de la calidad del agua fue realizado en el laboratorio de suelos del Campo Experimental Valle del Yaqui-INIFAP, durante el año 2004 y 2005. Se estudió la composición química de 226 muestras de agua procedentes de pozos profundos ubicados en el Valle del Yaqui, Sonora. (Flores, 2001; De la Peña, 2004) y se seleccionaron 164 análisis que cumplieron con un error de balance iónico menor o igual al 5% de acuerdo a la función $e = (\Sigma \text{cationes} - \Sigma \text{aniones}) / (\Sigma \text{cationes} + \Sigma \text{aniones}) * 100$ (Soltan, 1998). Las variables estudiadas en el agua fueron el pH, conductividad eléctrica, la concentración de sodio, calcio, magnesio, cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos; así como el cálculo de la salinidad efectiva, salinidad potencial, carbonato de sodio residual, índice de permeabilidad, PSI, Relación de adsorción de sodio ($RAS = Na / \sqrt{(Ca + Mg)/2}$), RAS corregido, RAS ajustado, $RAS \text{ ajustado}/2$, RAS corregido por la relación HCO_3/Ca , y las clasificaciones reportadas por Wilcox (1944), Richards (1954), Ortiz (1997) y Ayers y Westcot (1985). Los índices de calidad del agua de riego se determinaron a partir de las metodologías descritas por los autores mencionados anteriormente:

Para evaluar la relación entre la textura y la conductividad hidráulica, se analizó la información de muestras de suelo de 0-30 cm de profundidad colectadas en sitios representativos del Valle del Yaqui. La textura se determinó de acuerdo con la metodología descrita en la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-021-RECNAT-2000. Se determinaron los valores máximos y mínimos y el promedio del contenido de arena, limo y arcilla. Posteriormente se realizaron regresiones simples con los valores de conductividad hidráulica correspondientes a cada muestra.

Para la elaboración de los mapas donde se describe la distribución espacial de la calidad del agua y las características del suelo, se realizaron interpolaciones en el programa IDRISI versión 4.0 (Eastman, 2003) para cada una de las características evaluadas.

Los parámetros de clima en la zona de estudio se reportan en la Tabla 11 (Jiménez, 1999). De acuerdo con la información, en esta región no es posible la agricultura sin la irrigación, sin embargo para los fines de esta investigación, se requiere aún calcular la precipitación efectiva y el lavado de sales que podría llevarse a cabo en forma natural por lluvias que se presentan en los meses de verano. Las variables climáticas asociadas con el índice de aridez (ppn/ETP) se obtuvieron de la red meteorológica del sur de Sonora que se describe en la Figura 5.

Tabla 11. Parámetros de clima en la zona de estudio.

Parámetros	Meses											
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Temperatura °C												
Mínima extrema	0	1	3.4	5.6	7.2	12	18	19.4	14.6	8.2	3.6	-1.8
Media mínima	12.5	13.1	14.7	17.4	21.0	25.7	28.1	28.1	27.3	23.2	17.3	14.1
Media máxima	23.7	25.2	27.2	31.2	34.1	36.0	36.0	35.6	35.8	34.0	29.1	24.6
Máxima extrema	35.0	34.2	35.5	40.3	41.6	42.8	43.6	44.2	44	41.6	37.4	32.5
Precipitación mm	19.7	9.7	4.0	2.1	0.6	3.3	58.2	74.5	45.1	28.5	10.1	21.1
Evaporación mm	76.4	93.1	137.5	193.3	247	267.6	231.8	210.2	184.6	164	117.5	81.3
H.R. %	75	73	70	58	54	62	73	77	74	66	65	73

Años: H.R. = 36; Precipitación = 45; Evaporación = 20 Total anual: precipitación = 280 mm; evaporación = 2005 mm

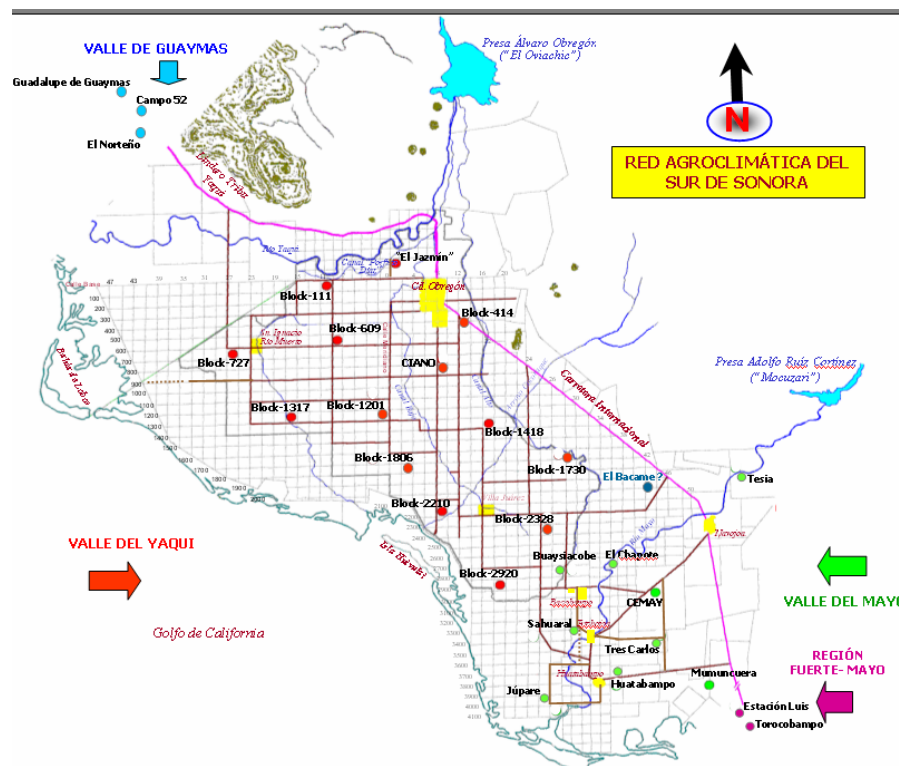


Figura 5. Localización de las 14 estaciones climáticas del Valle del Yaqui, Sonora. Fuente:

www.pieaes.org.mx

Para la determinación de los índices de riesgo para el uso agrícola del agua del acuífero del Valle del Yaqui, se propuso la función que se describe a continuación:

$$\text{IRAA} = \text{IRA}_{(\text{CE, RAS})} + \text{IRB}_{(\text{S, MS, MT, T})} + \text{IRS}_{(\text{CE, + Ar})} + \text{IRC}_{(\text{INDICE DE ARIDEZ, CC})}$$

DONDE:

IRAA = Índice de riesgo para el uso agrícola del agua del acuífero

IRA = Índice de riesgo del agua (conductividad eléctrica, relación de adsorción de sodio)

IRB = Índice de riesgo biológico (cultivos sensibles, medianamente sensibles, tolerantes)

IRS = Índice de riesgo del suelo (conductividad eléctrica, arcilla, capacidad de campo)

IRC = Índice de riesgo climático (precipitación, ETP)

Para determinar el índice general se ponderó por igual el impacto de cada uno de los índices de riesgo parciales y se establecieron tres índices de riesgo para cada componente; al Índice de riesgo bajo se le asignó el valor de 1.0; al Índice de riesgo moderado se le asignó el valor de 2, mientras que al Índice de riesgo severo se le asignó el valor de 3.

Para el cálculo del IRA el cual es atribuido a su composición química, se evaluaron algunos de los principales criterios de clasificación del agua de riego y se definieron las características que determinan en última instancia su calidad, asignando los índices de riesgo de acuerdo con los valores reportados por Ayers y Wescot (1985).

Para el cálculo del IRB se validaron los criterios de tolerancia relativa publicados por Ayers y Wescot (1985) y Rhoades *et al.* (1992). La validación se llevó a cabo en macetas y se utilizó agua de 0.004, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 3.0 y 4.0 dS m⁻¹ de CE. Los niveles de salinidad se establecieron con agua de mar la cual se diluyó con agua destilada, ésta última constituyó el testigo absoluto. Cada día se agregó el agua necesaria para llevar el suelo a capacidad de campo. Se establecieron en las mismas macetas dos ciclos consecutivos de maíz y otro donde se compararon trigo, triticale y cebada. Para evaluar el proceso de salinización, después de cada ciclo se tomó una muestra de la capa superficial del suelo en cada maceta y al final se correlacionaron dichos valores con la conductividad eléctrica en el volumen total el suelo.

El IRS se calculó a partir de los datos de textura y CE del suelo de 93 muestras provenientes del estrato de 0-30 cm. De las 12 clases texturales, se consideró que la textura franca es la que posee las propiedades medias en cuanto a retención hídrica y se considero con un riesgo moderado. La clase textural franca puede lograrse con sólo un 7% de arcilla. Es decir que la textura franca, que representa una situación "media" de las propiedades del suelo, está muy lejos de ser una media aritmética (que cae en la clase franco-arcillosa). Dentro del franco, hay un rango de variación de 7 a 27% de arcilla (Pellegrini, 2004). Con relación a la CE del suelo, el índice se determinó en función de la tolerancia relativa de los cultivos reportada por Ayers y Wescot (1985) y Rhoades *et al.* (1992).

El índice de riesgo climático (IRC) se determinó en función del índice de aridez (precipitación/evapotranspiración potencial) anual y mensual. La probabilidad de lavado del suelo a partir de la precipitación que excede el valor de la capacidad de retención de agua de los suelos del Valle del Yaqui, este último valor se calculó a partir de 100 muestras de suelo.

5. Resultados

5.1. Diagnóstico de la calidad del agua

Los valores estadísticos de las variables analizadas se reportan en la Tabla 12. El 81.7% de las muestras presentó valores de conductividad eléctrica que se ubicaron dentro del rango reportado para aguas agrícolas ($0-3 \text{ dS m}^{-1}$), el resto se ubicó en un promedio de 4.25 dS m^{-1} . En el caso del sodio y el sulfato, todos los valores se ubicaron dentro de los rangos reportados por Ayers y Westcot (1985) que son de $0-40$ y $0-20 \text{ meq L}^{-1}$ respectivamente. En magnesio, el rango para aguas agrícolas es de $0-5 \text{ meq L}^{-1}$ y un 39% de las muestras superaron el rango mencionado. En calcio la proporción de muestras que se ubicaron dentro del rango para aguas agrícolas ($0-20 \text{ meq L}^{-1}$) fue del 95.1% y sólo un 4.9% rebasó el rango de referencia. Con respecto al bicarbonato, todos los valores excepto uno que fue el valor máximo estuvieron dentro del rango de $0-10 \text{ meq L}^{-1}$, mientras que el cloruro estuvo dentro del rango de $0-30 \text{ meq L}^{-1}$ en un 90.3% de los casos.

Tabla 12. Parámetros de calidad de muestras de agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora.

Variable	mínimo	máximo	media	dev. std	SE x
pH	6.38	8.37	7.25	0.39	0.030
EC dS m^{-1}	0.34	6.80	2.06	1.29	0.101
Na meq L^{-1}	0.81	25.0	8.50	5.37	0.420
Ca meq L^{-1}	0.60	33.6	7.69	6.22	0.486
Mg meq L^{-1}	0.12	20.8	5.08	4.09	0.319
$\text{SO}_4 \text{ meq L}^{-1}$	0.02	15.8	4.57	3.79	0.296
$\text{HCO}_3 \text{ meq L}^{-1}$	0.25	15.3	3.30	2.15	0.168
Cl meq L^{-1}	0.69	51.3	12.5	11.05	0.863
RAS	0.37	15.6	3.91	2.77	0.216
RAS_c	0.49	17.5	4.44	3.09	0.241
RAS_{aj}	0.98	30.7	8.82	6.05	0.473
$\text{RAS}_{aj/2}$	0.49	15.33	4.41	3.03	0.236
RAS_{Ca}	0.50	16.48	4.38	3.07	0.240
PSI	0.60	23.2	5.83	4.13	0.322
CSR	0.00	6.67	0.57	1.48	0.116
IP	12.1	222	53.7	21.60	1.690
SE	1.51	121	14.8	10.07	0.786
SP	1.28	58.5	14.7	12.09	0.945

En el caso del RAS todos los valores excepto el máximo se ubicaron dentro del rango de $0-15$ para aguas agrícolas. Cuando el RAS se ajustó por el índice de saturación, un 23% de las muestras superaron el rango mencionado y presentaron una media de 19.54%, mientras que al utilizar el valor de RAS ajustado el valor de este parámetro se incrementó en promedio por un factor de 2.25. De acuerdo con Suárez (1981), los nuevos criterios para la determinación

del RAS han llevado a la sobre estimación del mismo, por lo cual propuso que el valor de RAS ajustado se dividiera entre dos y de acuerdo a la metodología que él propuso, el valor del RAS se incrementó en un 12% con respecto al cálculo original.

En la Tabla 12 se reporta el valor promedio de la salinidad efectiva el cual ubicó al agua del acuífero como agua condicionada (3 - 15 meq L⁻¹). Por su salinidad potencial, los pozos extraen agua clase III o de mala calidad en un 78.66% de los casos si se considera a los suelos como mal drenados y en un 56.71% si se consideran con mal drenaje. Sin embargo por su salinidad efectiva, un 4.27% de los pozos extraen agua de buena calidad (menos de 3 meq L⁻¹), 54.27% condicionada (3-15 meq L⁻¹) y 41.46% de mala calidad (mayor de 15 meq L⁻¹), mientras que por su salinidad potencial los porcentajes correspondientes fueron de 12.19, 9.15 y 78.66% para los pozos que extraen agua de buena calidad, condicionada y de mala calidad respectivamente, lo anterior considerando la interpretación para suelos mal drenados. Para suelos con drenaje lento los porcentajes fueron de 21.34, 21.95 y 56.71% para agua de buena calidad, condicionada y de mala calidad en el mismo orden (Tablas 13-15).

Tabla 13. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su salinidad efectiva.

Clasificación del agua	Porcentaje de pozos
De buena calidad o clase I (menos de 3 meq L ⁻¹)	4.27
Calidad condicionada o clase II (3-15 meq L ⁻¹)	54.27
De mala calidad o clase III (más de 15 meq L ⁻¹)	41.46

Tabla 14. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su salinidad potencial, considerando suelos mal drenados.

Clasificación del agua	Porcentaje de pozos
De buena calidad o clase I (menos de 3 meq L ⁻¹)	12.19
Calidad condicionada o clase II (3-5 meq L ⁻¹)	9.15
De mala calidad o clase III (más de 5 meq L ⁻¹)	78.66

Tabla 15. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su salinidad potencial, considerando suelos con drenaje lento.

Clasificación del agua	Porcentaje de pozos
De buena calidad o clase I (menos de 5 meq L ⁻¹)	21.34
Calidad condicionada o clase II (5-10 meq L ⁻¹)	21.95
De mala calidad o clase III (más de 10 meq L ⁻¹)	56.71

Por su índice de permeabilidad donde se considera además el valor de la salinidad en meq L⁻¹, la mayor proporción de los pozos extraen agua Clase I, es decir que no representa peligro de sodificación (Tabla 16). El criterio anterior coincide con el de Wilcox (1944), de acuerdo con el cual un 41.47% de los pozos extraen agua de excelente a aceptable, sin embargo este último criterio considera que una mayor proporción de pozos extraen agua inadecuada para uso agrícola (Tabla 17).

Tabla 16. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo con su índice de permeabilidad.

Clasificación	Interpretación	Porcentaje de pozos
Clase I	No representan peligro potencial de sodificación	65.85
Clase II	Condicionadas, puede esperarse una pérdida en la permeabilidad del suelo de 35 a 75% en suelos arcillosos	30.49
Clase III	Aguas no recomendadas, pueden ocasionar una pérdida en la permeabilidad mayor al 75%	3.66

Tabla 17. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo a los criterios de Wilcox (1944).

Clasificación	Interpretación	Porcentaje de pozos
Clase I	De excelente a buena	7.32
Clase II	De buena a aceptable	34.15
Clase III	De aceptable a dudosa	17.68
Clase IV	De dudosa a inadecuada	22.56
Clase V	Inadecuada	18.29

Según los criterios de la Universidad de Oklahoma citados por Ortiz (1997), un 73.78% de los pozos extraen agua de calidad aceptable a pobre y sólo un 17.68% extraen de excelente a buena (Tabla 18).

Tabla 18. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui de acuerdo a los criterios de la Universidad de Oklahoma.

Clasificación	Interpretación	Porcentaje de pozos
Excelente	No se esperan problemas al usar esta agua	1.22
Buena	Es posible que en suelos arcillosos se presenten problemas de salinidad o sodicidad	16.46
Aceptable	La posibilidad de que ocasione problemas en suelos mal drenados es mayor que la anterior	34.15
Pobre	Su uso debe restringirse sólo a suelos muy bien drenados y en cultivos tolerantes	39.63
Muy pobre	Se recomienda sólo en suelos arenosos y en cultivos muy tolerantes	8.54

Por el valor del carbonato de sodio residual, 85.9% de las muestras se clasificaron como agua de buena calidad, 4.9% como marginales y 9.2% de mala calidad, mientras que por el valor del porcentaje de sodio posible el 31.7% rebasó el valor de 50, umbral al que el agua puede volver sódico a un suelo, por lo cual se recomienda mezclarlas con mejoradores y no aplicarla en suelos arcillosos.

De acuerdo con Richards (1954) que es el criterio de interpretación más conocido, 62% de los pozos extraen agua con un RAS clasificado como S1, es decir agua baja en sodio y 32.9% son S2. Un 43.3% de los pozos extraen agua clasificada como C3 o sea altamente salina. La mayor proporción de pozos correspondió a la clase C3S1 (Figura 6).

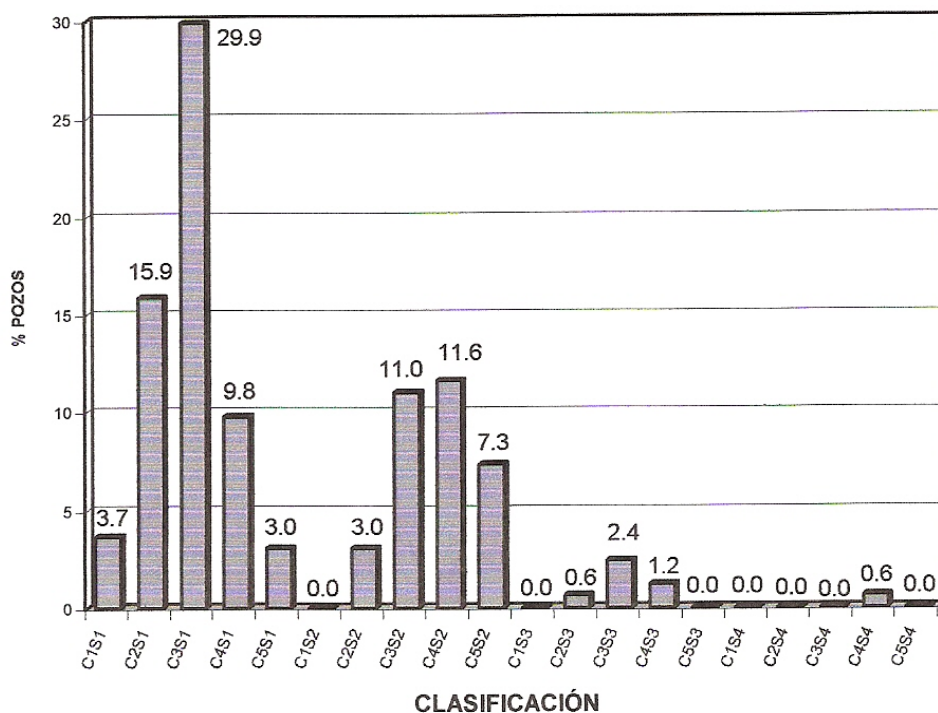


Figura 6. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui, de acuerdo con Richards (1954).

Al utilizar la clasificación de Ayers y Wescot (1985), se encontró que por su CE la mayor proporción de pozos extraen agua con una restricción en uso de ligero a moderado (Tabla 19). Por su efecto sobre la infiltración, el 76.83% de los pozos no presentó ninguna restricción en esta característica (Tabla 20). Para esta evaluación se tomó en cuenta el valor de RAS propuesto por Richards (1954).

Por su concentración de elementos tóxicos, 14.02% de los pozos extraen agua con un riesgo de toxicidad bajo en sodio (menor de 3 meq L⁻¹), 45.13% con un riesgo relativamente medio (3 a 9 meq L⁻¹), y 40.85% con un riesgo alto (más de 9 meq L⁻¹). Por otra parte, 23.17% de los pozos extraen agua con riesgo bajo de toxicidad por cloro (menos de 4 meq L⁻¹), 31.71% con un riesgo medio (4-10 meq L⁻¹) y 45.12% de los pozos con un riesgo alto de toxicidad (más de 10 meq L⁻¹).

De acuerdo con Rhoades *et al.* (1992) y Ayers y Westcot (1985), los frutales lo mismo que la mayoría de las hortalizas y cultivos como frijol y maíz, requieren que la CE del agua de riego se ubique entre 1.0 y 1.8 dS m⁻¹, el cual es el rango de conductividad eléctrica en que prosperan las especies sensibles a la salinidad. Con relación a los cloruros, los valores obtenidos son altos para especies como el aguacate, para algunos patrones de cítricos, así como para algunas variedades de vid.

Tabla 19. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui por su conductividad eléctrica.

Conductividad Eléctrica dS m ⁻¹	% de los pozos	Restricción en uso
Menor de 0.7	6.10	Ninguno
Entre 0.7 y 3.0	75.61	Ligero a moderado
Mayor de 3.0	18.29	Severo

Tabla 20. Clasificación del agua del acuífero del Valle del Yaqui por su efecto sobre la infiltración.

RAS	CE dS m ⁻¹	%	Restricción en uso
0 – 3	Mayor de 0.7	42.07	Ninguno
	Entre 0.2 y 0.7	5.49	Ligero o moderado
	Menor de 0.2	0.00	Severo
3 – 6	Mayor de 1.2	29.27	Ninguno
	Entre 0.3 y 1.2	6.10	Ligero o moderado
	Menor de 0.3	0.00	Severo
6 – 12	Mayor de 1.9	5.49	Ninguno
	Entre 0.5 y 1.9	9.15	Ligero o moderado
	Menor de 0.5	0.61	Severo
12 – 20	Mayor de 2.9	0.61	Ninguno
	Entre 1.3 y 2.9	1.22	Ligero o moderado
	Menor de 1.3	0.00	Severo
20 – 40	Mayor de 5.0	0.00	Ninguno
	Entre 2.9 y 5.0	0.00	Ligero o moderado
	Menor de 2.9	0.00	Severo

La correlación entre variables se reporta en las Tablas 21 y 22, los mayores coeficientes se observaron entre la conductividad eléctrica y la concentración de cloro, calcio y magnesio. Xefteris *et al.* (2004) reportaron alta correlación de la CE con cloro y sodio e indicaron que una relación Ca+Mg/K+Na menor de uno es una evidencia de intrusión salina. En el caso del acuífero del Valle del Yaqui, el valor promedio de la relación fue de 2.15, sin embargo un 30.5% de las muestras tuvieron un valor menor de la unidad. En general se observó una estrecha relación entre los índices calculados, destaca la correlación entre los diferentes valores de RAS obtenidos y entre la CE, la salinidad efectiva y la potencial. De acuerdo con lo anterior, es factible estimar algunas de las variables y hacer más simple la clasificación del agua (Tabla 23). Kalenhonkar *et al.* (2001), citan resultados donde el valor de PSI correlacionó bien con la concentración de CO₃²⁻ + HCO₃⁻, seguido del carbonato de sodio residual y la relación de adsorción de sodio del agua de riego. En nuestro estudio, el PSI se correlacionó mejor con la relación de adsorción de sodio que con el carbonato de sodio residual.

Tabla 21. Coeficientes de correlación entre los parámetros analizados.

	CE	Na	Ca	Mg	SO ₄	HCO ₃	Cl
Na	0.571 0.000						
Ca	0.907 0.000	0.268 0.000					
Mg	0.894 0.000	0.270 0.000	0.868 0.000				
SO ₄	0.677 0.000	0.247 0.001	0.721 0.000	0.720 0.000			
HCO ₃	-0.164 0.035	0.184 0.017	-0.219 0.004	-0.160 0.038	-0.150 0.052		
Cl	0.958 0.000	0.599 0.000	0.849 0.000	0.819 0.000	0.498 0.000	-0.270 0.000	
RAS	0.019 0.812	0.380 0.000	-0.246 0.001	-0.270 0.000	-0.105 0.178	0.366 0.000	0.043 0.582

La mayoría de los criterios utilizados coinciden en que por su salinidad el agua tiene restricciones en aproximadamente un 40% de los casos. Al considerar la composición iónica, la mayoría de las muestras se consideraron como de mala calidad (salinidad efectiva y potencial), los criterios anteriores coincidieron con los de Ayers y Wescot (1985), ya que la concentración de sodio y cloro se clasificó como de alto riesgo en un 41 y 45% de los casos respectivamente. Como estrategia de manejo de aguas salinas, el uso de agua de tercera y cuarta clase solo puede utilizarse en el riego de suelos de buena permeabilidad. Al respecto, se debe tomar en cuenta que más de la mitad de los suelos del Valle del Yaqui se clasifican texturalmente como arcillas y presentan drenaje interno restringido (Jiménez, 1999).

Debido a su efecto en la capacidad de drenaje del suelo, estas características son consideradas como factores de riesgo de degradación de suelos cuando se aplica agua salina (Miralles *et al.*, 2002). Sin embargo, los criterios utilizados coincidieron en que la mayor parte de las muestras no presenta un riesgo de sodificación para el suelo. No obstante, la utilización de aguas salinas en otras zonas de riego, ha provocado el desarrollo de problemas de salinidad, sodicidad y toxicidad en el suelo, lo cual no solo ha reducido la productividad sino que también ha limitado la elección de cultivos (Minhas, 1996).

Tabla 22. Coeficientes de correlación entre los parámetros calculados.

	CE	RAS	RAS _c	RAS _{aj}	RAS/2	RAS _{Ca}	PSI	CSR	PSP	IP	SE
RAS	0.019										
	0.812										
RAS _c	0.018	1.000									
	0.813	0.000									
RAS _{aj}	0.106	0.952	0.952								
	0.171	0.000	0.000								
RAS/2	0.123	0.935	0.935	1.000							
	0.116	0.000	0.000	0.000							
RAS _{Ca}	0.043	0.960	0.935	0.965	0.965						
	0.587	0.000	0.000	0.000	0.000						
PSI	0.019	1.000	1.000	0.952	0.935	0.960					
	0.809	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000					
CSR	-0.895	0.345	0.345	0.292	0.518	0.555	0.345				
	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000				
PSP	-0.396	0.750	0.750	0.706	0.623	0.687	0.750	0.658			
	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000			
IP	-0.510	0.717	0.717	0.635	0.636	0.703	0.716	0.747	0.919		
	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000		
SE	0.949	0.206	0.206	0.291	0.314	0.242	0.207	-0.791	-0.246	-0.341	
	0.000	0.007	0.007	0.000	0.000	0.000	0.007	0.000	0.001	0.000	
SP	0.982	0.020	0.020	0.092	0.151	0.078	0.201	-0.900	-0.416	-0.490	0.961
	0.000	0.795	0.796	0.238	0.000	0.000	0.793	0.000	0.000	0.000	0.000

Tabla 23. Ecuaciones de regresión para las variables más correlacionadas.

Var.	Ecuación	R ²	Var.	Ecuación	R ²
SP =	-0.421 + 9.23 CE	0.97	RASc =	0.080 + 1.11 RAS	1.00
SP =	1.220 + 1.08 Cl	0.98	RASaj =	0.872 + 2.04 RAS	0.87
SP =	1.440 + 1.73 Ca	0.80	RASaj/2=	0.416 + 1.02 RAS	0.87
SP =	1.860 + 2.54 Mg	0.74	RAS _{Ca} =	0.208 + 1.07 RAS	0.92
SE =	2.870 + 0.81 SP	0.95	PSI =	0.00064 + 1.49 RAS	1.00
SE =	3.790 + 0.88 Cl	0.94	PSI =	-0.106 + 1.34 RASc	1.00
SE =	-0.516 + 7.48 CE	0.92	PSI =	0.209 + 0.637 RASaj	0.87
SE =	4.540 + 1.34 Ca	0.69	RASaj =	0.681 + 1.83 RASc	0.87
SE =	4.700 + 2.00 Mg	0.66	IP =	18.2 + 0.621 PSP	0.89
Ca =	-1.330 + 4.38 CE	0.83	Mg =	0.757 + 0.563 Ca	0.73
Mg =	-0.735 + 2.83 CE	0.80	Cl =	0.730 + 1.530 Ca	0.74
Cl =	-4.520 + 8.28 CE	0.93	Cl =	1.250 + 2.210 Mg	0.67

En términos generales, la acumulación de sales como resultado de la irrigación con agua salina es un serio problema en las regiones áridas y semiáridas. El desarrollo de la salinidad está determinada por varios factores, dentro de los cuales se pueden mencionar; la concentración total de sales y la composición iónica del agua de riego, la frecuencia de riego, las características del drenaje, el tipo de suelo, el tipo y cantidad de arcilla, la profundidad del suelo, presencia de estratos compactados o una capa arcillosa, profundidad del manto freático y condiciones climáticas. (Paliwal y Gandhi, 1973). La salinidad del suelo se incrementa en forma proporcional a la concentración de sales del agua de riego (Hamdy *et al.*, 1993; De Pascale y Barbieri, 1995; Sharma y Rao, 1998; Pérez-Sirvent, 2003), el incremento esperado puede ser de 2 a 6 veces la conductividad del agua de riego (Hamdy *et al.*, 1993; Pérez-Sirvent, 2003), lo cual sucede también con el valor del RAS (Sharma y Rao, 1998), y un incremento en el valor del RAS a su vez reduce el índice de estructura y la tasa de infiltración (De Pascale y Barbieri, 1995). En base a lo anterior, se podría afirmar que la salinidad es un problema persistente donde quiera que se practique la irrigación a gran escala (El-Ashry, 1994).

Aunque existen concordancias y divergencias entre los criterios de clasificación utilizados, desde un punto de vista sostenible y en ausencia de prácticas de manejo que eviten una degradación irreversible de los suelos, es más seguro utilizar los criterios que recomiendan el uso de agua con menor salinidad, ya que la irrigación con agua de mala calidad tiende a incrementar la salinidad y por consecuencia, a largo plazo la utilización de agua salina puede provocar una reducción en el crecimiento de las plantas y la degradación de los suelos. Estos problemas podrían minimizarse o evitarse a través de un cuidadoso manejo del suelo y del cultivo que ayuden a reducir el impacto del uso del agua salina en la agricultura, sin embargo, los agricultores también deben ser capacitados sobre el riesgo de usar aguas de mala calidad y sobre el manejo adecuado de los suelos bajo esas circunstancias, independientemente de que más investigaciones son necesarias para mejorar el proceso de toma de decisiones en el manejo sostenible de suelos y aguas.

5.2. Distribución espacial de la calidad del agua

La Figura 7 muestra la distribución espacial de la CE del agua extraída del acuífero en el Valle del Yaqui, así como de los principales iones analizados en el agua y el valor de la relación de adsorción de sodio. De acuerdo con el análisis de correlación, la conductividad eléctrica se asoció significativamente con la concentración de calcio, magnesio, sodio, cloruros y sulfatos, por lo cual las zonas de alta CE coinciden con las de los iones mencionados. Para el análisis de estos resultados, se debe tomar en cuenta que los modelos de interpolación se realizaron con menos de la mitad de los pozos que se encuentran actualmente en operación, por lo cual se podría esperar que dichos modelos cambien al utilizar la totalidad de la información disponible.

Aunque el principal efecto de las sales en las plantas es la reducción del vigor y la tasa de crecimiento, el cloro y el sodio pueden ejercer efectos tóxicos en cultivos susceptibles, especialmente en especies frutales. En la mayoría de los casos, en este estudio el cloruro fue el anión predominante, mientras que el sodio fue el catión con la más alta concentración. Por otro lado, las aguas duras las cuales se caracterizan por su alta concentración de calcio y magnesio, pueden ser consideradas apropiadas para el riego, mientras que el sulfato no se considera en general dañino para los cultivos pero contribuye a incrementar el valor de la conductividad eléctrica. En un ejercicio de planeación, el conocimiento de los factores mencionados anteriormente permite explorar la porción del acuífero donde la salinidad se encuentre representada por iones como el sulfato, calcio, magnesio y potasio, y en menor proporción por iones como los cloruros y el sodio.

Los patrones de distribución de calcio, magnesio y sodio en las muestras del acuífero se describen en las Figuras 7b, 7c y 7d. Se detectaron zonas dentro del acuífero donde coinciden altas concentraciones de Na, Ca y Mg lo cual podría explicar los bajos niveles de RAS obtenidos (Figura 7e).

De acuerdo con los resultados, es posible llevar a cabo una mejor planeación del uso del agua del acuífero para fines agrícolas, el primer paso consiste en la delimitación de las zonas dentro del acuífero donde el agua tiene una mala calidad, tal delimitación puede considerar el patrón de cultivos actual y/o potencial, el tipo de suelo y la concentración de iones específicos. Enseguida mediante álgebra de mapas, se pueden definir las zonas donde coinciden dos o más factores de riesgo y se determinan las zonas más sensibles a la degradación.

La importancia del enfoque de este trabajo y de los resultados obtenidos, es que se puede visualizar como una herramienta en la planeación de los distritos de riego principalmente de bombeo, donde el enfoque sería la explotación del acuífero en las zonas donde el agua sea de mejor calidad, así como en la perforación de nuevos pozos. Briscoe (1988) indicó que la sostenibilidad de una prosperidad económica no es posible si se destruyen o se deterioran nuestros recursos naturales; en este contexto, El-Ashry (1994) establece la necesidad de adoptar estrategias integrales enfocadas a reducir o mitigar la degradación del suelo y del agua.

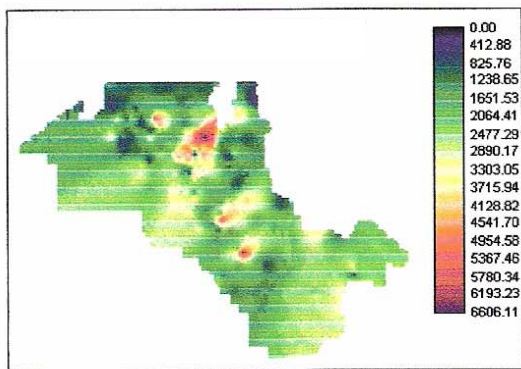


Figura 7a

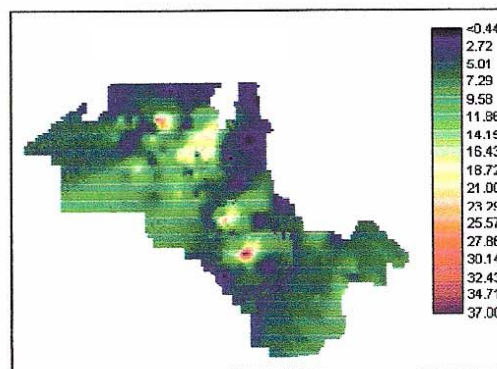


Figura 7b

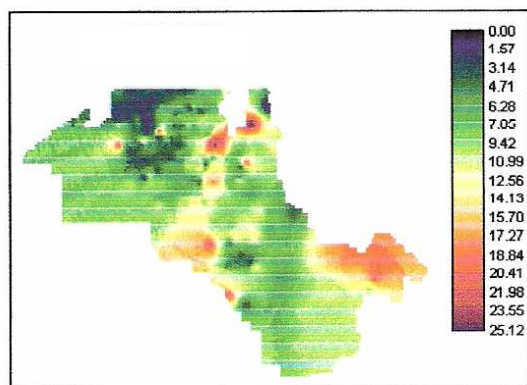


Figura 7c

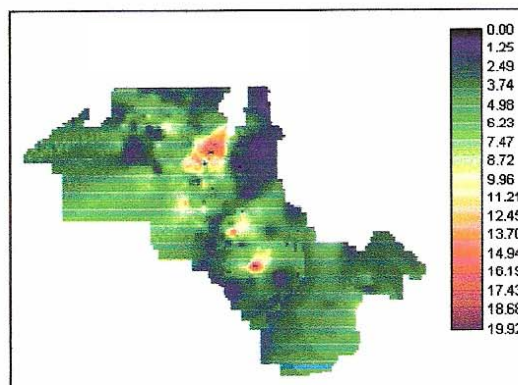


Figura 7d

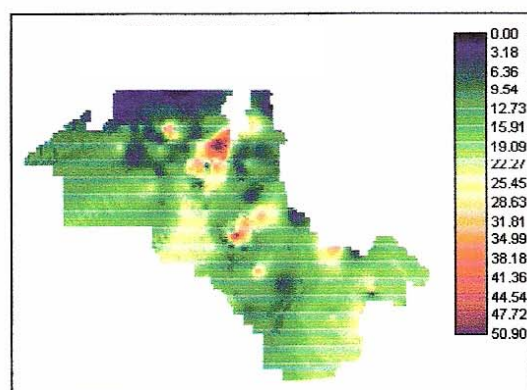


Figura 7e

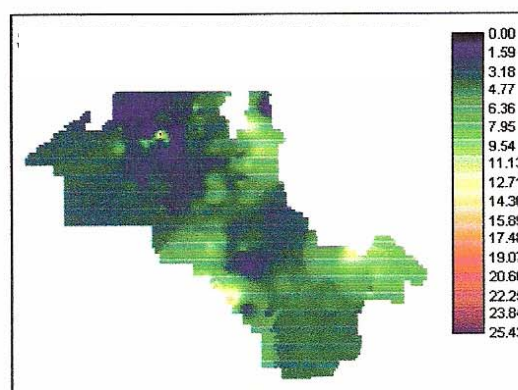


Figura 7f

Figura 7. Distribución espacial de algunas características evaluadas en muestras de agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora. a) Conductividad eléctrica ($\mu\text{mhos cm}^{-1}$); b) Calcio; c) Sodio; d) Magnesio; e) Cloruros en meq L^{-1} ; y f) Relación de adsorción de sodio

5.3. Índices de riesgo asociados a la calidad del agua.

Para establecer los índices de riesgo se tomaron como referencia los criterios citados por Ayers y Westcot (1985), los cuales son los de más amplia utilización en la actualidad. De acuerdo con lo anterior, la mayoría de los pozos extraen agua con un índice de riesgo moderado; un porcentaje menor al 7% extrae agua con un índice de riesgo bajo y un 18.3% corresponde a un riesgo severo. El índice de riesgo ponderado para esta característica fue de 2.115 (Tabla 24).

Tabla 24. Índices de riesgo debido a la conductividad eléctrica del agua.

CE dS m ⁻¹	Índice de Riesgo	Descripción	% de pozos
Menor de 0.7	1	Bajo	6.71
Entre 0.7 y 3.0	2	Moderado	75.00
Mayor de 3.0	3	Severo	18.29

En el caso del valor del RAS y su efecto sobre la infiltración, los criterios de interpretación establecen que a cualquier valor de RAS, su efecto es más negativo sobre el suelo a medida que el valor de la CE del agua es menor (Ayers y Westcot, 1985). En este estudio, el RAS superó el rango de 6 a 12 sólo en el 1.83% de los casos y el agua con un RAS dentro del intervalo mencionado no tiene restricciones siempre y cuando la conductividad eléctrica del agua sea mayor a 1.9 dS m⁻¹. De acuerdo con lo anterior, el menor riesgo sobre la infiltración se encontró en el agua que rebase el valor de 1.9 mencionado, mientras que el mayor riesgo corresponde al agua con una CE menor a 0.2 dS m⁻¹ independientemente del valor de RAS. Un riesgo moderado corresponderá a los valores intermedios (Tabla 25).

Tabla 25. Índices de riesgo del agua por su efecto sobre la infiltración (RAS).

CE dS m ⁻¹	Índice de Riesgo	Descripción	% de pozos
Mayor de 1.9	1	Bajo	77.44
0.2 - 1.9	2	Moderado	21.95
Menor de 0.2	3	Severo	0.61

El índice de riesgo sobre la infiltración en general fue bajo; sólo un porcentaje mínimo presentó un índice de riesgo severo. El valor ponderado para este índice fue de 1.22, mientras que el promedio para los dos índices determinados en el agua de riego fue de 1.667 que representa un índice de riesgo de bajo a moderado.

5.4. Índices de riesgo biológico en función de la calidad del agua

La validación de los criterios de Mass y Hoffman (1989) citados por Ayers y Westcot (1995) y Rhoades *et al.* (1992), indicó que el rendimiento relativo de una especie sensible como el maíz, disminuyó a medida que se incrementó la CE del agua de riego. El valor de CE en el agua de 4.0 dS m⁻¹ se asoció con un rendimiento relativo del 60 % (Figura 8), valor muy semejante al reportado por Ayers y Westcot (1995) quienes indicaron que al mismo valor de CE el rendimiento relativo es del 50 %. En esta evaluación el valor inicial de la CE del suelo

fue de 0.51 y al final el valor de CE cuando se aplicó agua destilada fue de 0.88 y de 9.84 dS m⁻¹ al aplicar agua de 4.0 dS m⁻¹ de CE.

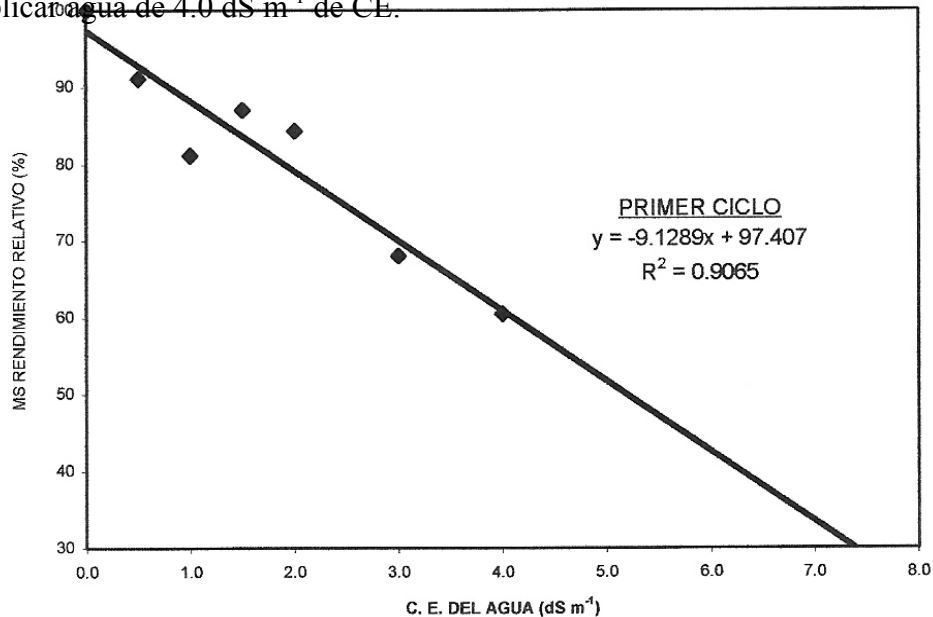


Figura 8. Rendimiento relativo de maíz (materia seca por maceta) en función de la CE del agua de riego.

Los valores obtenidos no difieren significativamente de los reportados en la literatura, sin embargo se debe considerar que los resultados pueden cambiar en función del clima, de la variedad y la textura del suelo (Sharma y Rao, 1998; Sharma y Minhas, 2005). Un factor que también debe tomarse en cuenta es la CE inicial del suelo, ya que este valor más la CE del agua constituyen la CE de la solución del suelo.

Además del maíz el cual se estableció en dos ciclos consecutivos en las mismas macetas, en un tercer ciclo se evaluó el comportamiento a la salinidad de trigo, triticale y cebada, cuya tolerancia relativa se reporta como cebada>triticale>trigo (Ayers y Westcot, 1995). El trigo es el cultivo de mayor importancia en el sur de Sonora, motivo por el cual fue necesario generar los modelos de predicción del comportamiento de esta especie a la salinidad en suelo y agua. Cabe aclarar que después de dos evaluaciones en maíz y sin lavado previo, la salinidad en el suelo era más alta que la salinidad en el agua.

En el caso de trigo, esta especie ya no germinó cuando la CE del agua de riego fue de 3.0 dS m⁻¹ y en el suelo de 13.15 dS m⁻¹, para el triticale los valores a los que ya no germinó fueron 4.0 en agua y 16.85 dS m⁻¹ en el suelo, mientras que la cebada germinó bajo todas las condiciones de salinidad evaluadas (Figura 9).

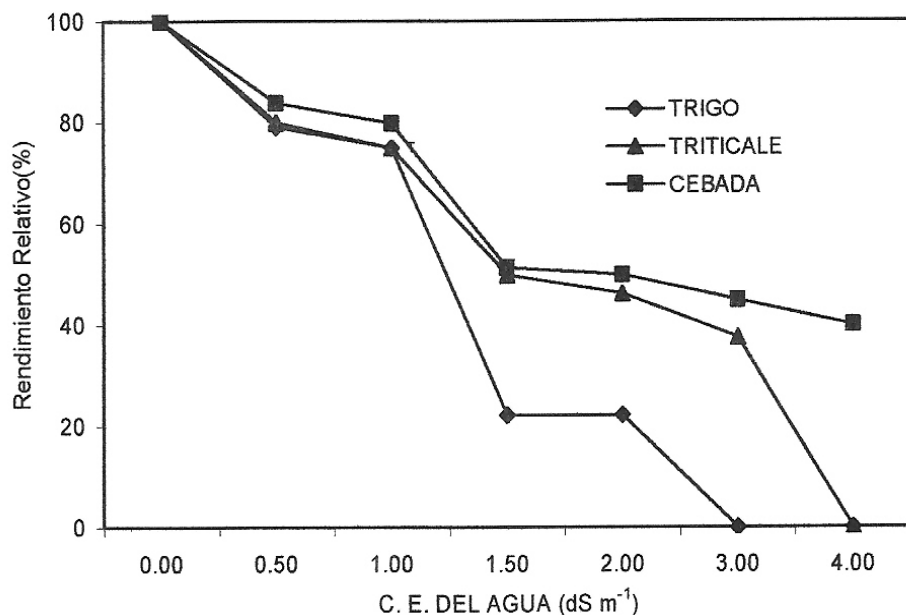


Figura 9. Rendimiento relativo de materia seca de tres cereales en función de la CE del agua de riego.

Los modelos de regresión de la Figura 10 predicen que el valor “máximo” para cebada es de 5.0 dS m⁻¹ en el agua de riego, sin embargo el modelo individual para este cultivo predijo que dicho valor es de 7.0 dS m⁻¹ lo anterior sin considerar el valor de CE del suelo, ya que el valor máximo de referencia es de 19 dS m⁻¹ en el agua de riego (Ayers y Wescot, 1985).

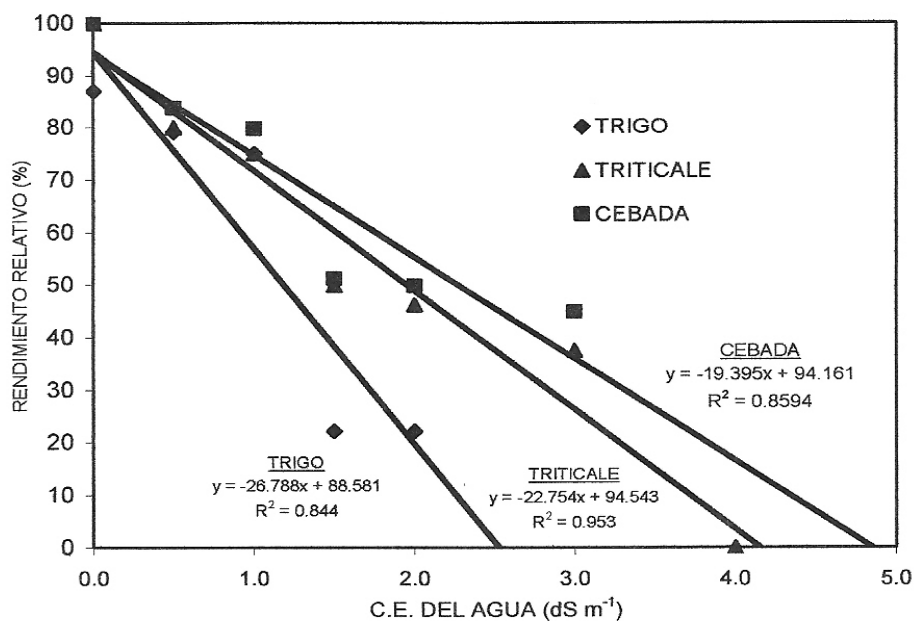


Figura 10. Modelos de rendimiento relativo de tres especies de importancia económica en el Valle del Yaqui en función de la CE del agua de riego.

En esta evaluación destaca el efecto de la salinidad inicial del suelo, ya que un valor elevado en éste podría limitar el desarrollo del cultivo aún en condiciones de baja salinidad en

el agua. En base a los resultados obtenidos, se consideró que bajo las condiciones del Valle del Yaqui es factible utilizar los criterios citados por la FAO (Ayers y Westcot, 1985) para definir la tolerancia relativa de los cultivos a la salinidad. De acuerdo a lo anterior, la distribución espacial de la calidad del agua delimitaría también las zonas donde se recomendaría establecer los diferentes cultivos de acuerdo a su tolerancia a las sales, al respecto la mayor proporción de la superficie se deberá sembrar con cultivos moderadamente tolerantes. Cabe destacar que la superficie sin ninguna restricción es mínima y solo una pequeña parte sería factible de establecerse con cultivos sensibles a la salinidad (Figura 11).

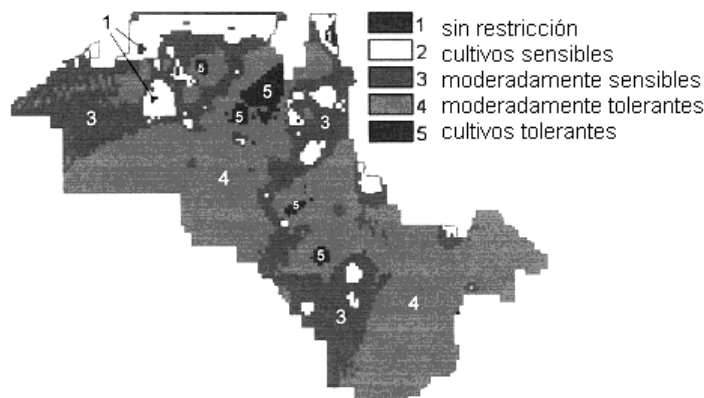


Figura 11. Patrón de cultivos asociado a la distribución espacial de la calidad del agua.

El valor umbral reportado para zanahoria (Ayers y Westcot, 1985; Shannon y Grieve, 1999); fresa y frijol (Ayers y Westcot, 1985) es de 0.7 dS m^{-1} en el agua de riego. Se tomó este valor como umbral para definir los índices de riesgo biológico, tomando como base los criterios de clasificación por su efecto sobre la disponibilidad de agua. Se asumió que los cultivos sensibles toleran un máximo de 0.7 dS m^{-1} para expresar su máximo potencial y que la mayoría de los frutales y hortalizas se desarrollan óptimamente a valores inferiores a 3.0 dS m^{-1} de conductividad eléctrica, por lo que se consideran desde medianamente sensibles a medianamente tolerantes a la salinidad dependiendo de la especie, mientras que agua con una conductividad superior a 3.0 dS m^{-1} será apta para cultivos tolerantes (Tabla 26). Sin embargo se debe considerar que aún las especies consideradas como tolerantes prosperan adecuadamente bajo condiciones no salinas (El-Hadad y Norman, 2001; Murillo-Amador *et al.*, 2002; Glenn *et al.*, 1998; Jian-Kang, 2001), lo cual también se aplica a las variedades ya que todas muestran su máximo potencial con el agua de mayor calidad (Gawad *et al.*, 2005).

Tabla 26. Índices de riesgo biológico para el uso del agua del acuífero del Valle del Yaqui.

CE del agua dS m^{-1}	Índice de riesgo	Descripción	Tipo de cultivo
menor de 0.7	1	Bajo	Sensibles
0.71 – 3.0	2	Moderado	Mod. sensibles/tolerantes
mayor de 3.0	3	Severo	Tolerantes

El índice de riesgo ponderado para esta característica sería el mismo que para la clasificación por su efecto sobre la disponibilidad del agua y fue de 2.115, que representa un riesgo moderado y no es apta para cultivos sensibles. Se puede utilizar en cultivos de

moderadamente sensibles a moderadamente tolerantes dependiendo de la especie y es apta para cultivos tolerantes.

Considerando la alta correlación entre los valores de CE y la concentración de calcio, magnesio y cloro, un valor elevado de conductividad eléctrica reduce también las opciones de cultivos por su tolerancia a cloruros y en menor proporción por su tolerancia a sodio.

La importancia de estos resultados radica en el hecho de que en tres experimentos sucesivos, primero con un cultivo sensible y después con especies moderadamente tolerantes, se pudo reproducir el proceso de salinización que ocurre en el suelo y en el cual en el lapso de dos ciclos de irrigación con agua salina, el valor final llega a ser elevado aún para especies con mayor tolerancia.

De acuerdo con lo anterior, el uso continuo de agua salina en ausencia de estrategias de manejo adecuadas, provocará una acumulación de sales que en un lapso predecible de tiempo afectará el desarrollo y la productividad de los cultivos sensibles y posteriormente a los tolerantes hasta un punto que ni aún éstos últimos cultivos podrían prosperar.

5.5. Índices de riesgo de acuerdo a las propiedades del suelo.

En la Tabla 27 se reportan los coeficientes de correlación entre la conductividad hidráulica y las características texturales de los suelos analizados. Se observaron coeficientes positivos con la arena y negativos con la arcilla y el limo, lo cual confirma lo reportado por otros autores (Gavande, 1982; Barreto *et al.*, 2003).

Tabla 27. Coeficientes de correlación entre la conductividad hidráulica y las características texturales de suelos del Valle del Yaqui.

Variable	Coeficiente de correlación con la conductividad hidráulica (r)
Arena	0.455
Limo	- 0.219
Arcilla	- 0.349

La permeabilidad se indica por la velocidad de circulación del agua de gravedad o conductividad hidráulica, y es más elevada a medida que la porosidad no capilar sea más grande. Esto se explica debido a que el agua de gravedad circula con mayor facilidad a través de los macroporos de los suelos arenosos. Además de la textura, también la estructura y el contenido de materia orgánica afectan esta característica (Barreto *et al.*, 2003).

En la Figura 12 se reporta el contenido de arcilla de los suelos del Valle del Yaqui. El valor promedio en 93 muestras analizadas fue de 54.5% con una desviación estándar de 7.3%, lo cual coincide con lo señalado por Jiménez (1999), quien reportó que un 16.4% de los suelos del Valle del Yaqui son de textura medianamente arcillosa y un 45% son de textura arcillosa. Villafañe *et al.* (2004) citados por Báez (1999), determinaron en estudios de salinización conducidos en lisímetros, que un mayor contenido de arcilla se asoció con una menor conductividad hidráulica del suelo. En los casos en los cuales hubo incremento en densidad

aparente, éste ocurrió en suelos pocos profundos, con drenaje impedido y en un horizonte textural con alto contenidos de arcilla.

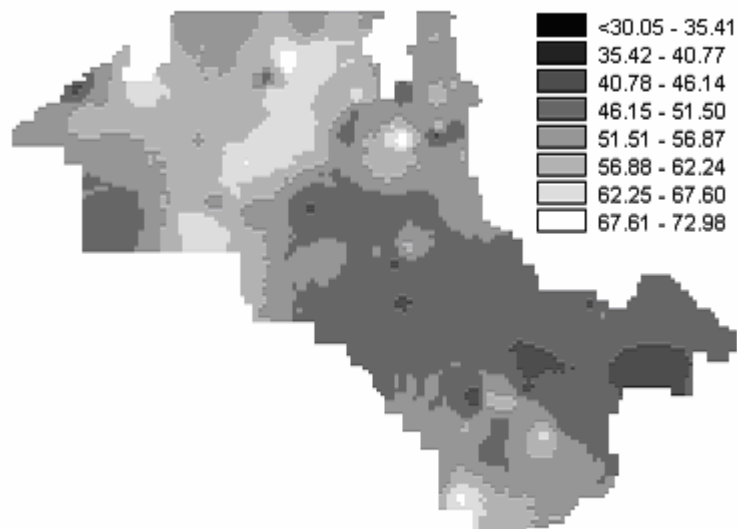


Figura 12. Porcentaje de arcilla de los suelos del Valle del Yaqui, Sonora

Es importante tener en cuenta que la decisión de aplicar cualquier agua de riego necesita ser evaluada en las condiciones en que va a ser utilizada, es decir considerando el cultivo a regar, propiedades del suelo, prácticas culturales y características climáticas imperantes (Rhoades, 1972; citado por Báez, 1999). Costa (1999) indica que en el sudeste bonaerense es posible utilizar aguas con salinidad relativamente alta debido a la ocurrencia de un balance hídrico con un exceso de 100 a 200 mm que producen el lavado de sales.

Por otra parte, Vence (1996) evaluó aguas de riego de clase C₃S₄ y C₄S₄ y concluyó que ésta provoca un impacto negativo sobre las características físico-químicas del suelo, cuya magnitud depende de la permeabilidad del mismo. Se verificaron incrementos de la CE y PSI; los mayores valores estuvieron asociados a suelos con drenaje pobre, lenta permeabilidad, textura franco arcillosa y contenidos altos de arcilla en el horizonte B_{2t}. El PSI del suelo pasó de valores que oscilaron entre 3 a 5% para el secano a valores entre 10 a 14% en el área con riego, lo cual se tradujo en una reducción en el valor de la conductividad hidráulica (K_s) de 32,5 mm h⁻¹ a 11,04 mm h⁻¹ en las situaciones secano y riego. De acuerdo con este autor, valores cercanos a 10 mm h⁻¹ de conductividad caracterizan a suelos con dificultades para el riego o el lavado.

Para la evaluación del riesgo de degradación del suelo por exceso de sales, se considera que la textura afecta la porosidad y la capacidad de drenaje del suelo y se otorgan valores de 0.1 para textura gruesa, 1.0 para textura media y 1.5 para textura fina (Miralles *et al.*, 2002). Paliwal y Gandhi (1973) citan que la CE del suelo fue inferior en un 50% a la CE del agua cuando el contenido de arcilla fue menor al 10%, esta reducción fue del 25% si el contenido de arcilla se ubicó entre 10 y 20%, sin embargo la CE se incrementó cuando la cantidad de arcilla se ubicó en un rango de 20-30% o mayor. Choudhary *et al.* (2004) reportaron un incremento significativo en el valor del PSI y la CE en un suelo con un contenido de arcilla de 18-26%.

En la zonas irrigadas de la región semi-árida del noroeste de la India, donde la proporción arcilla/limo/arena es 10/35/55, el incremento en la explotación del acuífero para fines de irrigación ha incrementado la salinización y la sodificación del suelo debido a la mala calidad del agua. Las encuestas reportaron que la salinidad comenzó en 1970, tomó 4 años para que el primer 5%, otros 7 años para el próximo 5% y solo 5 años para otro 10%. En 1995 aproximadamente 35% del área estaba afectada (Datta y Jong, 2002). Lo anterior indica la pequeña cantidad de arcilla que es necesaria para provocar problemas de salinización.

En base a los datos reportados en la literatura, se consideró que los suelos con un contenido menor a 8% de arcilla se consideran con un índice de riesgo bajo, entre 8 y 20% de arcilla riesgo moderado, y mayor al 20% se considera un riesgo severo. El índice de riesgo para los suelos del Valle del Yaqui se clasificó como severo por su textura con un índice de 3 ya que se clasifican como Vertisoles y Xerosoles y ambos tipos de suelo se distinguen por su alto contenido de arcilla. En el caso de los vertisoles se considera que tienen un alto riesgo de salinización (INEGI, 2006).

La conductividad eléctrica del suelo en la zona de estudio se reporta en la Figura 13. En general, la zona donde se observó el mayor nivel de salinidad, coincide con la calidad del agua subterránea diagnosticada por González *et al.* (2003) en el Valle del Yaqui. De acuerdo con los criterios señalados por Richards (1954) un suelo salino es aquel con una CE mayor de 4 dS m^{-1} , con lo cual la mayoría de los suelos se considerarían como suelo normal, sin embargo al considerar la tolerancia relativa de los diferentes cultivos, especies como frijol o el maíz presentan un umbral de tolerancia de 1.0 y 1.7 dS m^{-1} respectivamente. Asimismo, la mayoría de las hortalizas y frutales presentan un umbral menor a los 4.0 dS m^{-1} citados inicialmente.

Losinno *et al.* (2005) determinaron en un análisis de riesgo de salinización y sodificación de suelos al utilizar agua del acuífero en la región de Pergamino en Argentina, que entre los sitios no recomendables, existen dos para los cuales la CE del suelo excede los 2 dS m^{-1} , condición de salinidad preexistente independientemente de la conductividad del agua a utilizar. En cuanto a la sodificación, tres sitios presentaron valor de PSI por encima de diez, para los cuales consideraron era irrelevante analizar el RAS del agua correspondiente dada su natural baja estabilidad coloidal. De acuerdo con los criterios establecidos por estos autores, las zonas de alto riesgo fueron donde coincidieron altos niveles de salinidad y sodicidad en el suelo y la conductividad del agua fue más elevada. El impacto de la salinidad preexistente en el suelo se puede observar en la Figura 14, donde para una misma calidad del agua, el valor final de conductividad eléctrica depende del valor inicial del suelo

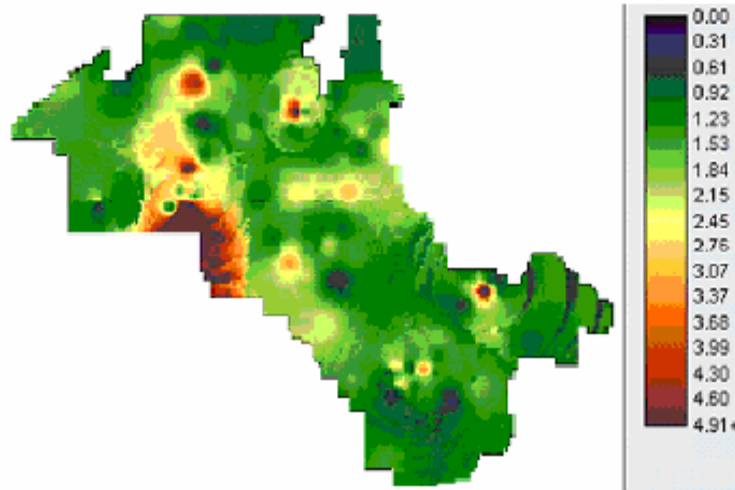


Figura 13. Conductividad eléctrica (dS m^{-1}) de los suelos del Valle del Yaqui, Sonora.

El valor umbral reportado por (Ayers y Westcot, 1985) es menor de 1.3 dS m^{-1} para cultivos sensibles, de 1.3 a 3.0 para cultivos moderadamente sensibles, de 3.0 a 6.0 para cultivos moderadamente tolerantes, de 6.0 a 10.0 para cultivos tolerantes y mayor de 10.0 se considera inapropiada para cultivos. No obstante, los mismos autores indican que cultivos como zanahoria, fresa y frijol tienen un umbral de tolerancia de 1.0 dS m^{-1} en el extracto de saturación del suelo. Para la determinación del índice de riesgo se consideró que el suelo con una CE menor o igual a 1.0 dS m^{-1} no tiene ningún riesgo, de 1.01 a 6.0 tiene un riesgo moderado dependiendo del cultivo, mientras que suelos con valores mayores a 6.0 dS m^{-1} tendrán un riesgo severo para la mayoría de los cultivos. En este análisis, la media ponderada para esta característica fue de 1.66 , un 60.2% de las muestras tuvieron una CE entre 1.01 y 6.0 dS m^{-1} , 38% menor o igual a 1.0 dS m^{-1} y 2.9% mayor a 6.0 dS m^{-1} .

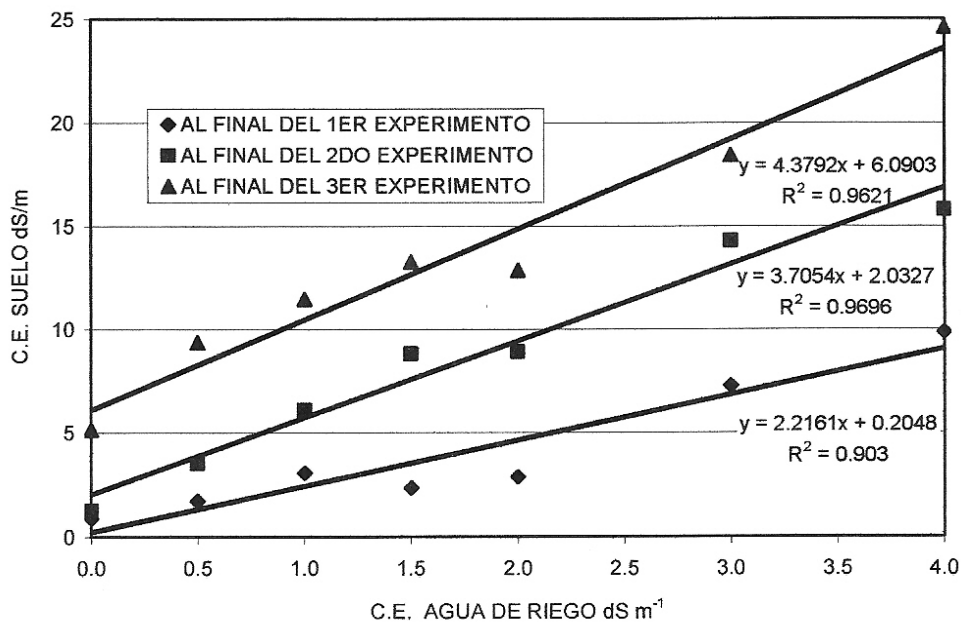


Figura 14. Conductividad eléctrica del suelo después de tres experimentos con agua de diferente salinidad en estudios de laboratorio.

La información de la Figura 14 describe con toda claridad el proceso de salinización del suelo cuando no se implementan técnicas de control del exceso de sales, y en este sentido, la conductividad eléctrica inicial del suelo es importante para realizar cualquier ejercicio de planeación, ya que bajo las condiciones del Valle del Yaqui donde los suelos son predominantemente arcillosos y sin un drenaje adecuado, la acumulación de sales en el perfil podría reducir el potencial productivo de los suelos en el corto plazo.

La salinización y su impacto en la reducción del potencial productivo de los suelos se observa en la Figura 15, donde bajo condiciones controladas, la conductividad eléctrica del agua afectó de manera más drástica la producción de materia seca de maíz al segundo ciclo de evaluación, lo anterior debido a que al final del primer experimento la CE del suelo de acuerdo al modelo de regresión fue de 0.27 dS m^{-1} en el tratamiento con agua destilada y de 9.07 dS m^{-1} en el tratamiento con agua de CE 4.0 dS m^{-1} . Los valores correspondientes al final del segundo ciclo fueron de 2.15 y 18.8 dS m^{-1} . Lo anterior coincide con lo señalado por Hamdy *et al.* (1993) quienes establecieron que la salinidad del suelo se incrementa en forma proporcional a la concentración de sales del agua de riego. Estos autores reportaron que durante un tiempo de 28 días en trigo y 55 días en algodón, la salinidad del suelo se incrementó de 2 a 5 veces la salinidad del agua utilizada en el riego. En nuestra evaluación, la CE del suelo se incrementó de 1.4 a 7.96 veces la CE del agua de riego.

Al final del primer ciclo el rendimiento relativo al aplicar agua de 4.0 dS m^{-1} fue del 60% aproximadamente, mientras que a la misma CE del agua en el segundo ciclo, el rendimiento relativo fue del 30% lo que representa una pérdida del potencial de rendimiento del 40 y 70% para el primero y segundo ciclo respectivamente.

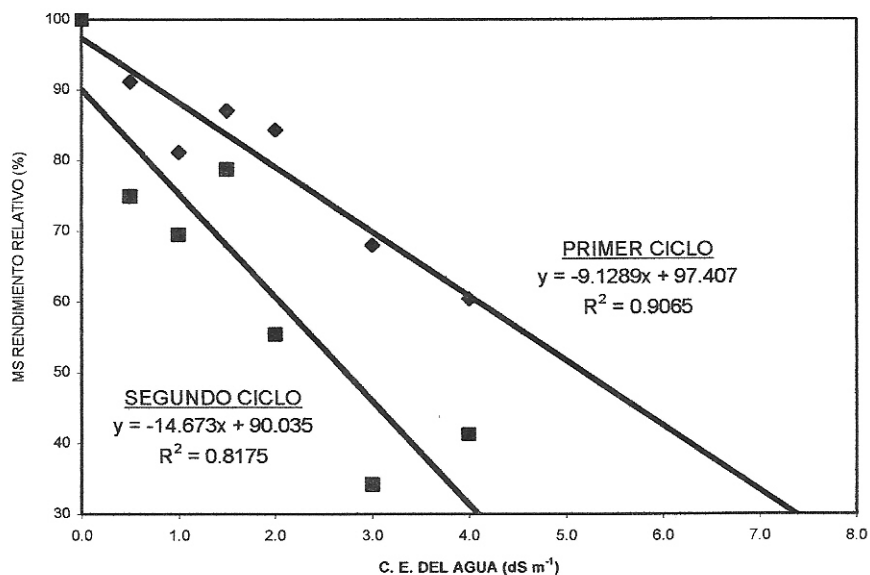


Figura 15. Efecto de la conductividad eléctrica del agua sobre el rendimiento relativo de maíz en dos ciclos sucesivos en experimentos en macetas.

Estos modelos de salinización pueden utilizarse para la planeación en escenarios a corto, mediano y largo plazo, del uso, manejo y preservación del suelo y el agua, recursos naturales que son primordiales para las actividades productivas del Valle del Yaqui.

5.6. Índices de riesgo en función del clima.

El Valle del Yaqui se caracteriza por un régimen de lluvias de verano donde el 66% de la precipitación se registra en los meses de julio a septiembre (Figura 16). Un 16.7% de la precipitación corresponde a los meses de junio y octubre, y el resto de la lluvia se distribuye durante el mes de diciembre y enero. Para el período considerado, la mayor precipitación se registra durante el mes de agosto con un promedio de 74.5 mm.

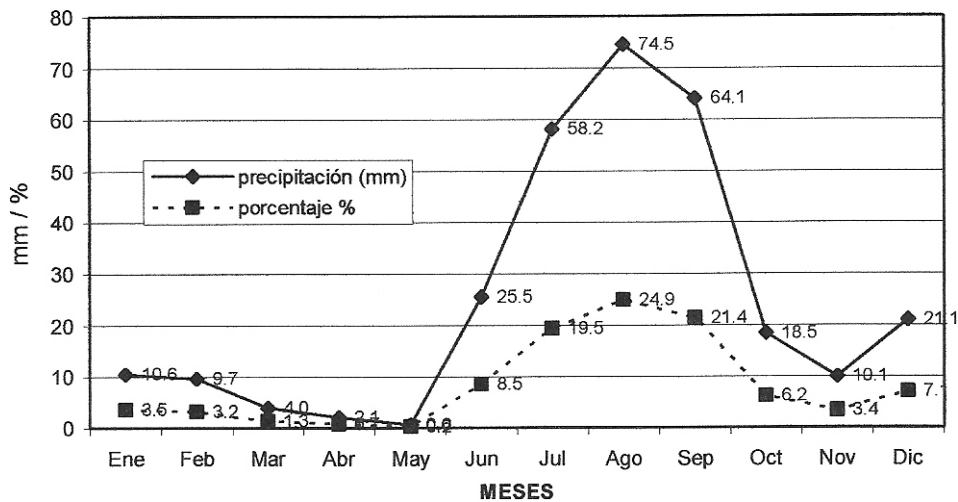


Figura 16. Distribución mensual de la precipitación en el Valle del Yaqui (1960-2003).

Para estimar la variabilidad espacial de la precipitación, se utilizó la información del 2003, año en que 14 estaciones climáticas estuvieron en operación. El mes con la mayor precipitación fue septiembre con un promedio de 78.54 mm. El comportamiento mensual de la precipitación y la ETP se reporta en la Figura 17. Los meses en que la ETP alcanza sus máximos valores son mayo, junio y julio y los mínimos en diciembre, enero y febrero. El valor anual de ETP y precipitación fue de 1853 y 220 mm respectivamente.

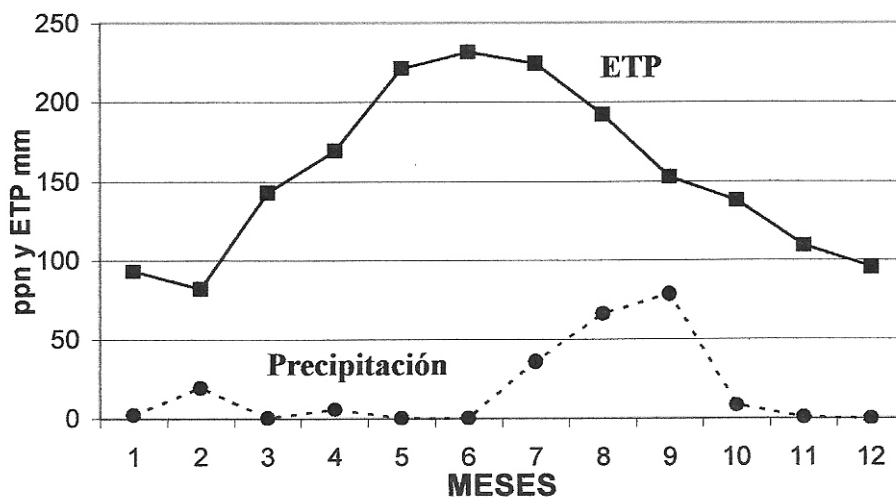


Figura 17. Precipitación y ETP del año 2003 en 14 estaciones climáticas del Valle del Yaqui.

El índice de aridez calculado a partir de los valores de precipitación y ETP se reporta en la Figura 18. El índice de aridez anual fue de 0.118 el cual es característico de una zona árida (Tabla 8), sin embargo enero, marzo, abril, mayo, junio, noviembre y diciembre se consideran meses hiperáridos (<0.05), octubre y julio áridos ($0.05 - <0.20$), febrero y agosto semiáridos ($0.20 - <0.50$) y septiembre sub-húmedo seco ($0.50 - <0.65$). Los índices calculados para el período 2000-2006 y 1960-2003 se describen en la Figura 19, en todos los periodos se observa que septiembre es el mes con el índice de aridez más alto y marzo, abril, mayo, junio y noviembre los meses con índices más bajos.

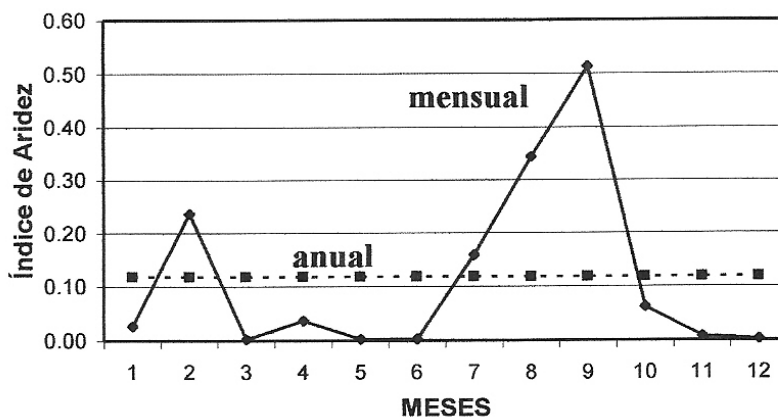


Figura 18. Índice de aridez mensual y anual de acuerdo a 14 estaciones climáticas automatizadas ubicadas en el Valle del Yaqui, Sonora. Ciclo 2003.

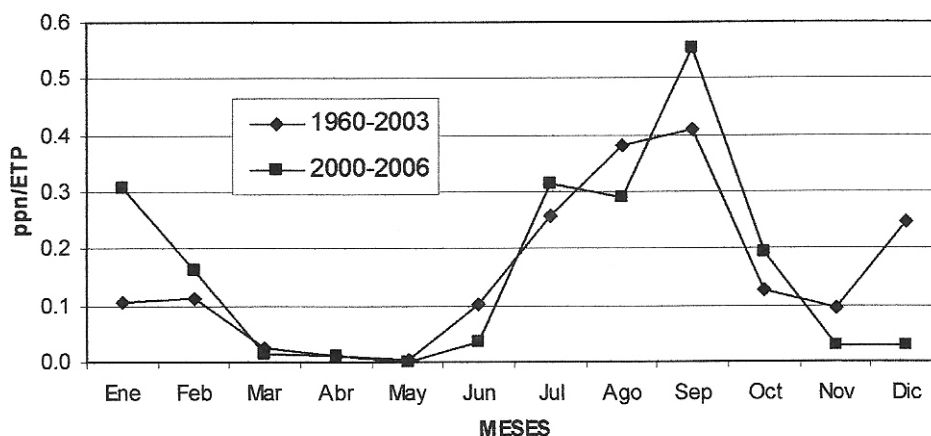


Figura 19. Índices de aridez para el Valle del Yaqui, Sonora, en dos periodos de observación.

Para establecer los índices de riesgo, se consideró que los valores de índice de aridez superiores a 1.0 (donde existe un excedente de agua) tendrían un índice de riesgo igual a 1.0, valores entre 0.5 y 1.0 un índice de riesgo de 2 y valores menores a 0.5 (ppn/ETP) un índice de riesgo de 3. De acuerdo con este criterio, bajo cualquier período de evaluación el índice de aridez anual fue menor a 0.5 con lo cual el índice de riesgo correspondiente fue de 3.0 (índice de riesgo severo), no obstante, en el período 2000-2006 en septiembre se observó un índice de aridez mayor a 0.5 lo cual corresponde a un índice de riesgo de 2.0, sin embargo para fines de planeación se considera en primera instancia el índice anual y enseguida los índices mensuales asociados con el ciclo de los cultivos de interés.

El déficit anual de agua en el período 2000-2006 fue de 1622 mm, cantidad muy similar al registrado en el período 1960-2003 que fue de 1638 mm. Los meses con mayor déficit son mayo y junio (Figura 20). Este indicador es importante para la estimación de la demanda de riego en cultivos perennes, sin embargo, cuando se utiliza agua salina en la irrigación, es importante identificar los meses de mayor déficit debido a que la salinidad en el agua o en suelo correlaciona negativamente con el consumo de agua de las plantas. Urrestarazu (2004) reportó resultados donde el consumo diario de agua en plantas de tomate fue $= 1.169 - 0.074CE$ ($dS\ m^{-1}$) litros $día^{-1}$. Lo anterior indica que los meses con el mayor déficit de agua son también los meses más críticos para el uso de agua de menor calidad.

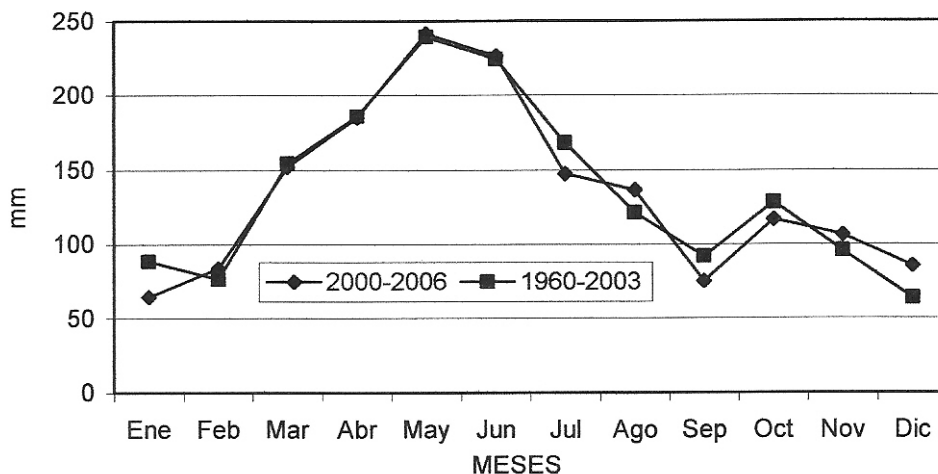


Figura 20. Déficit anual de agua (ppn – ETP) en el Valle del Yaqui, Sonora.

Otra variable climática relacionada con el uso de agua de mala calidad es la precipitación máxima mensual y máxima diaria, ya que dicha precipitación una vez que alcanza el valor de capacidad de campo del suelo, da inicio al proceso de lavado del suelo.

En el año 2003, el valor máximo y mínimo de precipitación en las estaciones fue de 152.9 y 27 mm respectivamente y la diferencia entre ambos fue de 125.9 mm, lo cual indica la gran heterogeneidad de esta característica. La precipitación media de septiembre fue de 78.5 mm, sin embargo la precipitación máxima diaria del año fue de 54.2 mm en la estación ubicada en el Block-2328. La media de máximas diarias fue de 31.8 mm. Un 78.5% de las estaciones registraron una precipitación dentro del rango de la media \pm la desviación estándar (Figura 21). Para hacer un análisis del efecto de la lluvia en el lavado del suelo, se debe tomar en cuenta que no toda la lluvia se puede considerar como precipitación efectiva, lo cual dependerá de la intensidad y la duración de la lluvia, además de la permeabilidad y la condición del suelo (pendiente, cobertura etc.).

En este estudio se debe considerar que bajo condiciones normales de operación, el distrito de riego del río yaqui se opera con agua procedente de la presa y por lo tanto en cualquier tiempo se puede programar una lámina de lavado, sin embargo el problema que aborda esta tesis es un escenario en el cual el distrito fuera de bombeo exclusivamente y el clima a través de la precipitación jugaría un papel muy importante.

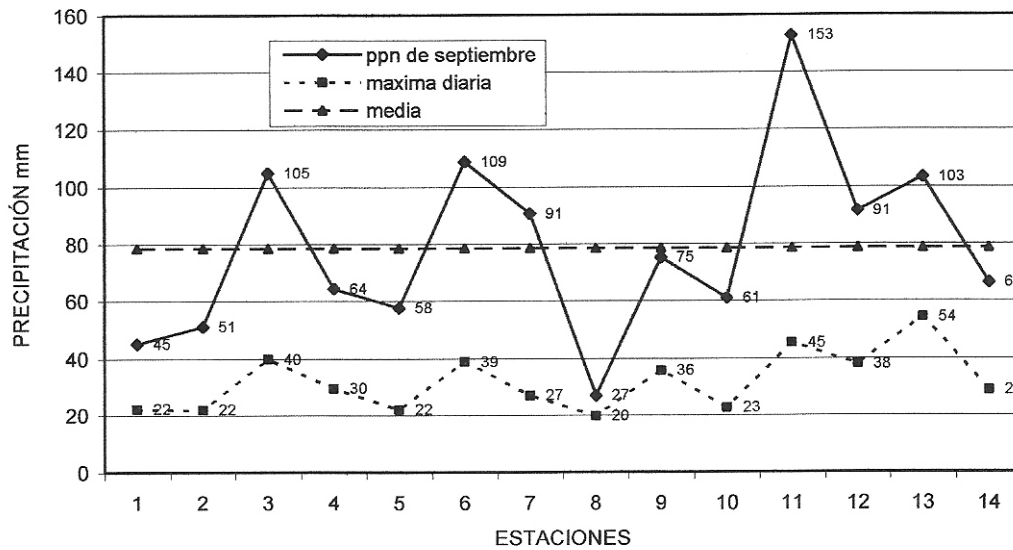


Figura 21. Precipitación acumulada en el mes de septiembre y máxima diaria en 14 estaciones climáticas del Valle del Yaqui, Sonora. Año 2003.

De acuerdo con Ayers y Wescot (1985), en áreas o años de baja precipitación, la lluvia puede no ser suficiente para rellenar el suelo a su capacidad de retención de agua, el lavado no se lleva a cabo y no se reduce la cantidad de sales en la parte superficial del suelo, que de otra manera son lavadas a capas más profundas del suelo y dejan la zona de lavado con una baja concentración de sales lo cual favorece la germinación de los cultivos.

Para que se lleve a cabo el lavado por efecto de la lluvia, se debe considerar que la capacidad de retención de agua (capacidad de campo) en 161 muestras de suelo del Valle del Yaqui, fue de 119 mm en promedio en el estrato de 0 a 30 cm, mientras que con respecto a la precipitación, la media de máximas diarias de septiembre (mes con la mayor precipitación) fue de 31.8 mm, cantidad muy inferior a la necesaria para igualar la capacidad de retención del suelo en el estrato 0 - 30 cm. La capacidad de retención mínima fue de 51 mm (Tabla 28), lo que indica que la probabilidad de que la lluvia lave el exceso de sales es muy baja, y más si se utiliza el valor de la precipitación efectiva y el estrato de suelo de 0 a 60 cm. Lo anterior es un indicador del severo riesgo climático que representa el uso de agua de mala calidad.

Tabla 28. Capacidad de retención de agua en muestras de suelo del Valle del Yaqui, Sonora.

Profundidad cm	Máximo	Mínimo	Media	Desv. std.
0 - 30	182	51.1	119.6	19.1
30 - 60	170	30.9	129.3	25.6
0 - 60	330	123.0	248.9	41.7

Si bien se acepta que el lavado es la mejor estrategia para el control de la salinidad en el suelo, el mejoramiento del drenaje interno y la lixiviación, como medidas para reducir la acumulación de sales en el suelo, pueden conducir a la producción de mayores volúmenes de agua de percolación que al ser descargados en los cauces o en los acuíferos, ocasionan problemas de degradación ambiental. Por tal motivo, estas prácticas deben ser rigurosamente controladas para evitar daños al ambiente (Rhoades *et al.*, 1992).

5.7. Índice de riesgo para la interacción de la calidad del agua, el tipo de cultivo, las propiedades del suelo y las características climáticas.

La interacción entre los factores evaluados se obtuvo del promedio de los índices parciales de acuerdo a la siguiente función:

$$\mathbf{IRAA} = [\mathbf{IRA}_{(CE, RAS)} + \mathbf{IRB}_{(S, MS, MT, T)} + \mathbf{IRS}_{(CE, Ar)} + \mathbf{IRC}_{(INDICE DE ARIDEZ, CC-PMP)}] / 4$$

Donde:

IRAA = Índice de riesgo para el uso agrícola del agua del acuífero

IRA = Índice de riesgo del agua = $[(2.115 + 1.22)/2] = 1.667$

IRB = Índice de riesgo biológico = 2.115

IRS = Índice de riesgo del suelo = $[(1.66 + 3)/2] = 2.33$

IRC = Índice de riesgo climático = 3

El índice de riesgo general fue 2.27, su interpretación indica que el agua tiene un índice de riesgo de moderado a severo definido principalmente por el contenido de arcilla de los suelos y por el índice de aridez de la región, circunstancias que en la mayoría de los casos no son tomados en cuenta al momento de clasificar el agua para uso agrícola, tal como lo recomiendan diversos autores (Sharma y Rao, 1998; Sharma y Minhas, 2005; Paliwal y Gandhi, 1973).

Los índices obtenidos en este trabajo, cuantifican la magnitud del riesgo con el que contribuyen cada uno de los factores evaluados y es posible por lo tanto ponderarlos. De acuerdo con lo anterior, el riesgo atribuible a la conductividad eléctrica es mayor que el correspondiente al sodio; el de la CE del agua es similar al riesgo biológico; el contenido de arcilla representa un riesgo casi del doble del estimado para la salinidad preexistente en el suelo; mientras que el riesgo climático anual es severo, similar al contenido de arcilla.

Con los índices determinados para cada uno de los factores estudiados, será factible en futuras investigaciones determinar las zonas del valle donde coinciden uno o más de los factores descritos y ubicar las zonas o las épocas del año que son críticas para el uso de agua del acuífero donde ésta presente limitaciones o sea de mala calidad.

De acuerdo con el enfoque propuesto en esta investigación, la calidad del agua *per se* no debe ser considerado como criterio único para planear su utilización de manera sostenible, sino que el análisis integral realizado permite identificar los aspectos donde un uso indiscriminado de agua de mala calidad puede provocar la salinización de los suelos, además de una pérdida del potencial de rendimiento de los cultivos sensibles.

6. Discusión General

El agua procedente del acuífero del Valle del Yaqui tiene algún tipo de restricción en la mayoría de los casos. Por su salinidad, en promedio el agua se considera de segunda o tercera clase de acuerdo con la clasificación que se utilice (Wilcox, 1948; Richards, 1954; Suarez, 1981; Ayers y Westcot, 1985; Mass y Hoffman, 1989; CNA, 1989; Rhoades *et al.*, 1992; Ortiz, 1997). Como estrategia de manejo, el agua sólo puede utilizarse en el riego de suelos de buena permeabilidad y en la zona de estudio, el contenido de arcilla es superior a 50% lo cual correlacionó negativamente con la conductividad hidráulica del suelo. Este efecto en la capacidad de drenaje del suelo se considera como un factor de riesgo de degradación de suelos (Vence, 1996; Miralles *et al.*, 2002; Villafañe *et al.*, 2004, citados por Báez, 1999). Por su concentración de sodio o RAS, los criterios utilizados coincidieron en que la mayor parte de las muestras no presenta un riesgo sobre la capacidad de infiltración del suelo. Sin embargo, por su efecto tóxico, la concentración de sodio y cloro se clasificó como de alto riesgo en 41 y 45% de los casos respectivamente (Ayers y Wescot, 1985).

Para evaluar del riesgo de degradación del suelo por exceso de sales, se consideró que la textura arcillosa afecta la porosidad y la capacidad de drenaje del suelo (Miralles *et al.*, 2002). La cantidad de arcilla que se requiere para provocar problemas de salinización es de 20-30% según Paliwal y Gandhi (1973), 18-26% para Choudhary *et al.* (2004) y sólo un 10% de acuerdo con Datta y Jong (2002), lo cual indica la pequeña cantidad de arcilla que es necesaria para provocar problemas de salinización. Por su textura el índice de riesgo para los suelos del Valle del Yaqui se consideró como severo. Los suelos son Vertisoles y Xerosoles y ambos tipos de suelo se distinguen por su alto contenido de arcilla. En el caso de los vertisoles, INEGI (2006) considera que tienen un alto riesgo de salinización.

De acuerdo con los criterios señalados por Richards (1954), los efectos de la salinidad sobre los cultivos son depreciables en un suelo con una CE menor de 2 dS m⁻¹. Sin embargo, especies como maíz presentan un umbral de tolerancia de 1.7 dS m⁻¹. De acuerdo con Ayers y Westcot (1985), el umbral reportado para cultivos sensibles es menor de 1.3 dS m⁻¹, no obstante, los mismos autores indican que cultivos como zanahoria, fresa y frijol tienen un umbral de tolerancia de 1.0 dS m⁻¹ en el extracto de saturación. Este umbral se tomó de referencia para la determinación del índice de riesgo de la CE del suelo. En este análisis, 60.2% de las muestras tuvieron una CE entre 1.01 y 6.0 dS m⁻¹, con lo cual se consideró que por su salinidad, el índice de riesgo de los suelos fue de ligero a moderado.

En ausencia de estrategias de manejo adecuadas, la irrigación con agua salina provocará una acumulación de sales que en un lapso predecible de tiempo, afectará el desarrollo y la productividad de los cultivos sensibles y posteriormente a los tolerantes hasta un punto que ni estos últimos prosperarán adecuadamente (Bassil y Kaffka, 2002). El proceso de salinización del suelo es relativamente rápido, Hamdy *et al.* (1993), establecieron que la salinidad del suelo se incrementó de 2 a 5 veces la salinidad del agua de riego durante un tiempo de 28 días en trigo y 55 días en algodón. En este trabajo, la CE del agua afectó de manera más drástica la producción de materia seca de maíz al segundo ciclo de evaluación, sin embargo, al tercer ciclo cultivos más tolerantes como trigo y triticale se vieron afectados debido a que la CE del suelo se incrementó de 1.4 a 7.96 veces la CE del agua de riego.

La alta correlación entre los valores determinados y calculados, indicó que CE y RAS son las variables necesarias para determinar los índices de riesgo asociados con las características del agua. De acuerdo con lo anterior, el resto de las variables que se determinan de manera rutinaria en algunos laboratorios pueden ser estimadas y hacer con esto más simple la clasificación del agua para uso agrícola. La determinación de RAS puede hacerse de acuerdo con las metodologías descritas por Richards (1954) o por Ayers y Westcot (1995), tomando en cuenta que el valor determinado con la última es superior en un 12% al valor de la primera y que el coeficiente de correlación entre ambas es de 0.96.

La tolerancia relativa de las especies evaluadas se ajustó a los criterios de Mass y Hoffman (1989) citados por Ayers y Westcot (1995) y Rhoades *et al.* (1992). Bassil y Kaffka (2002) indican que también se debe considerar la variedad y su etapa de crecimiento, ya que la etapa de germinación es más susceptible en la mayoría de los cultivos. Además de los factores anteriores, Sharma y Rao (1998) y Sharma y Minhas (2005) recomiendan considerar el clima y la textura. En este trabajo se observó que el valor inicial de la CE del suelo juega un papel muy importante al aplicar agua salina, lo cual coincide con las conclusiones de Losinno *et al.* (2005), quienes indicaron que las zonas de alto riesgo de salinización y sodificación de suelos son aquellas donde estos problemas en el suelo son condiciones preexistentes. Para determinar un criterio sostenible con relación al índice de riesgo biológico, se consideró que aún las especies tolerantes prosperan adecuadamente bajo condiciones no salinas (El-Hadad y Norman, 2001; Murillo-Amador *et al.*, 2002; Glenn *et al.*, 1998; Jian-Kang, 2001; Bassil y Kaffka, 2002), lo cual se aplica también a las variedades (Gawad *et al.*, 2005). El valor umbral reportado en especies sensibles como zanahoria (Ayers y Westcot, 1985; Shannon y Grieve, 1999); fresa y frijol (Ayers y Westcot, 1985) es de 0.7 dS m^{-1} en el agua de riego, el cual se consideró como el límite permisible para máximos rendimientos en cualquier especie.

La decisión de aplicar cualquier agua de riego necesita ser evaluada bajo las condiciones en que va a ser utilizada (Rhoades, 1972; citado por Báez, 1999). Costa (1999) indica que es posible utilizar aguas con salinidad relativamente alta cuando existe un balance hídrico positivo el cual produce el lavado de sales. En el Valle del Yaqui, los meses con mayor déficit de agua y por lo tanto los más críticos para el uso de agua de mala calidad son mayo y junio. Este indicador es importante debido a que la salinidad en el agua o en suelo correlaciona negativamente con el consumo de agua de las plantas (Urrestarazu, 2004). En nuestro estudio, la capacidad de retención de agua del suelo es muy superior a la precipitación máxima diaria del mes con la mayor precipitación, lo que indica que la probabilidad de que la lluvia lave el exceso de sales es muy baja (Ayers y Westcot, 1985). Lo anterior es un indicador del severo riesgo climático que representa el uso de agua de mala calidad en las zonas áridas. En esta región, se debe considerar que bajo condiciones normales de operación, el distrito de riego se opera con agua procedente de la presa y por lo tanto en cualquier tiempo se puede programar una lámina de lavado, sin embargo el problema que aborda esta tesis es un escenario en el cual el distrito fuera de bombeo exclusivamente y el clima a través de la precipitación, jugaría un papel muy importante en el lavado de las sales acumuladas. No obstante, aunque se acepta que el lavado es la mejor estrategia para el control de la salinidad, el uso sostenible de agua salina en la agricultura de riego, requiere reducir la cantidad de drenaje y la lixiviación como medidas para reducir la degradación ambiental (Rhoades *et al.*, 1992; Martínez, 1999).

En las regiones áridas y semiáridas, la acumulación de sales como resultado de la irrigación está determinada por la concentración total de sales y la composición iónica del agua de riego (Hamdy *et al.*, 1993; De Pascale y Barbieri, 1995; Sharma y Rao, 1998; Pérez-Sirvent, 2003), la frecuencia de riego, las características del drenaje, el tipo de suelo, el tipo y cantidad de arcilla, la profundidad del suelo, presencia de estratos compactados, profundidad del manto freático y condiciones climáticas (Sharma y Rao, 1998; Sharma y Minhas, 2005; Paliwal y Gandhi, 1973). Se puede esperar un incremento en la salinidad del suelo de 2 a 6 veces la conductividad del agua de riego (Hamdy *et al.*, 1993; Pérez-Sirvent, 2003), lo cual sucede también con el valor del RAS (Sharma y Rao, 1998) y un incremento en el valor del RAS a su vez reduce el índice de estructura y la tasa de infiltración (De Pascale y Barbieri, 1995). Se podría afirmar que la salinidad es un problema persistente donde quiera que se practique la irrigación (El-Ashry, 1994; O'Hara, 1997), por lo que se requiere una adecuada selección de cultivos, mejorar el manejo del agua y mantener una adecuada permeabilidad que satisfaga tanto los requerimientos hídricos del cultivo como de lavado del suelo (Oster, 1994). En general, la utilización de aguas de mala calidad en otras zonas de riego, ha reducido la productividad y ha limitado la elección de cultivos (Minhas, 1996; Bassil y Kaffka, 2002).

Entre las estrategias para el manejo del acuífero, en la actualidad el agua de los pozos de mala calidad se bombea a los canales de la red primaria y secundaria, los cuales conducen agua de buena calidad de la presa, este sistema permite llevar a cabo un drenaje vertical en las zonas donde el manto freático es elevado debido a la infiltración en canales y además permite mejorar la calidad del agua extraída al mezclarse con la del canal. Otro aspecto a considerar es que a partir de 2004 se perforaron más de 100 pozos, de los cuales con apoyo de geólogos, se extrae agua de buena calidad lo cual ha mejorado la disponibilidad de agua en la región tanto en cantidad como en calidad.

De acuerdo con el enfoque propuesto en esta investigación, la calidad del agua *per se* no debe ser considerado como criterio único para planear su utilización de manera sostenible, sino que el análisis integral realizado permite identificar los aspectos donde un uso indiscriminado de agua de mala calidad puede provocar la salinización de los suelos, además de una pérdida del potencial de rendimiento de los cultivos sensibles. Con los índices determinados, será factible en futuras investigaciones determinar las zonas del valle donde coinciden uno o más de los factores descritos y ubicar las zonas críticas para el uso de agua del acuífero cuando ésta sea de mala calidad.

El agua tiene un índice de riesgo de moderado a severo definido principalmente por el contenido de arcilla de los suelos y por el índice de aridez de la región, circunstancias que en la mayoría de los casos no son tomados en cuenta al momento de clasificar el agua para uso agrícola. Aunque existen concordancias y divergencias entre los criterios de clasificación utilizados, desde un punto de vista sostenible es más seguro utilizar los criterios que recomiendan el uso de agua con menor salinidad, sin embargo, los agricultores también deben ser capacitados sobre el riesgo de usar aguas de mala calidad y sobre el manejo adecuado de los suelos bajo esas circunstancias, independientemente de que más investigaciones son necesarias para mejorar el proceso de toma de decisiones en el uso, manejo y preservación del suelo y el agua, recursos naturales que son primordiales para la sostenibilidad de las actividades agrícolas del Valle del Yaqui, Sonora.

7. Conclusiones

7.1. Del diagnóstico de la calidad del agua y su índice de riesgo

De acuerdo con los criterios de clasificación utilizados, por su salinidad el agua extraída del acuífero del Valle del Yaqui presenta limitaciones en su calidad en la mayoría de los pozos, por lo cual se clasifica como condicionada. Por su efecto sobre la infiltración del suelo, en la mayoría de los pozos el agua no presentó ninguna restricción en esta característica. El índice de riesgo por el valor de la conductividad eléctrica del agua fue de 2.11 y se clasificó de moderado a severo, mientras que el índice de riesgo para el valor de la relación de adsorción de sodio fue de 1.22 y se clasificó de bajo a moderado. El índice de riesgo del agua considerando su salinidad y el RAS fue en promedio de 1.67 el cual se clasifica de bajo a moderado.

7.2. De la distribución espacial del agua

Existen zonas bien definidas donde la calidad del agua no es recomendable para uso agrícola. Las zonas de recarga del acuífero se distinguen por lo general por la excelente calidad del agua extraída. Sin embargo, en la actualidad muchos de los pozos que extraen agua de mala calidad se utilizan como drenaje vertical y están ubicados a lo largo de la red principal y secundaria de canales, dichos pozos tienen como objetivo reducir el nivel freático y el agua extraída se mezcla con agua de la presa para mejorar su calidad. Con los estudios adecuados, al realizar nuevas perforaciones es factible conocer *a priori* la cantidad y la calidad de agua disponible, con lo cual la distribución espacial actual cambiará al seleccionar sólo los pozos que descargan directamente a parcela, también a medida que se realicen nuevas perforaciones y/o se reubiquen una mayor cantidad de los pozos que en la actualidad extraen agua de mala calidad, lo cual sería un paso obligado en un escenario donde el distrito fuera de bombeo solamente.

7.3. De los índices de riesgo del agua en función del cultivo

Los criterios publicados por la FAO son un buen indicador del índice de riesgo biológico. El índice de riesgo ponderado fue de 2.11 que lo clasifica de moderado a severo, no es apta para cultivos sensibles y se puede utilizar en cultivos tolerantes a la salinidad. En especies moderadamente sensibles se deberán seleccionar las variedades más tolerantes, así como las etapas del cultivo que son menos sensibles a la salinidad. Además de los factores anteriores, se recomienda considerar el clima y la textura además del valor inicial de la CE del suelo, ya que este factor juega un papel muy importante al aplicar agua salina. Para determinar un criterio sostenible con relación al índice de riesgo biológico, se consideró que aún las especies tolerantes prosperan adecuadamente bajo condiciones no salinas.

7.2. Del tipo de suelo

El valor de la conductividad hidráulica del suelo se incrementa en función del contenido de arena y disminuye en función del contenido de limo y arcilla del suelo. La textura predominante en los suelos del Valle del Yaqui es la arcillosa, seguida de las texturas medias o francas donde la fracción de limo es predominante. La conductividad eléctrica del suelo es apta para la mayoría de las especies de interés en la región, sin embargo existen sitios específicos donde la salinidad es mayor al límite permisible para máximos rendimientos en cultivos sensibles, por lo cual es necesario establecer guías de manejo para su irrigación inclusive con agua de buena calidad procedente de la presa, el riego de estos suelos con agua de salinidad media o baja representa un riesgo potencial mayor que en los suelos sin problemas de salinidad.

7.5. Del clima

La diferencia anual entre la evapotranspiración potencial y la precipitación y la relación ppn/ETP expresada como índice de aridez representa un riesgo climático severo para los cultivos perennes. Los índices de aridez mensuales indican que al inicio del verano el riesgo es más alto. Lo anterior define que para cultivos anuales, el uso de agua de baja calidad deberá realizarse preferentemente durante el ciclo otoño-invierno cuando el déficit de agua disminuye y realizar sólo un cultivo por año. Considerando la capacidad de retención de agua de suelo y la precipitación máxima diaria del mes más lluvioso, se concluyó que no existe ninguna posibilidad de que la lluvia lave un exceso de sales de la capa arable del suelo.

7.6. De la interacción de la calidad del agua, el tipo de cultivo, las propiedades del suelo y las características climáticas.

La calidad del agua es apta para los cultivos de mayor importancia económica en el Valle del Yaqui, que son trigo y cártamo en el ciclo otoño-invierno, sin embargo, en la mayoría de los casos tiene restricciones para su uso en cultivos moderadamente sensibles como maíz, hortalizas y frutales, donde solo es factible su utilización en suelos bien drenados que faciliten el lavado de las sales. Por el índice de aridez de la región, el agua del acuífero podrá usarse durante el invierno ya que al inicio del verano el índice de riesgo climático es mayor. Existen prácticas de manejo que mejoran la estructura del suelo, sin embargo la recuperación de suelos es económicamente factible donde la salinidad no está asociada con problemas de sodio y donde no exista la presencia de manto freático interactuando con el suelo durante el ciclo de cultivo. También se deben mejorar los sistemas de riego y de drenaje de los excedentes de agua, sin embargo, los agricultores también deben ser capacitados sobre el riesgo de usar aguas de mala calidad y sobre el manejo adecuado de los suelos bajo esas circunstancias, independientemente de que más investigaciones son necesarias para mejorar el proceso de toma de decisiones en el manejo sostenible de suelos y aguas.

8. Perspectivas

Los resultados de este estudio reflejan la calidad del acuífero en el año 2003 y con la información de menos de la mitad de los pozos que actualmente se encuentran en operación. Los estudios geohidrológicos de la matriz agua-suelo, indican que el agua posee una capacidad potencial de disolver las fases minerales insaturadas y con esto incrementar la salinidad del acuífero, por lo que es indispensable estudiar de manera permanente la variación espacial y temporal de la calidad del agua del acuífero.

Ninguno de los componentes texturales explicó por si solo los valores de conductividad hidráulica encontrados, por lo cual la textura del suelo no debe utilizarse como criterio único para determinar la factibilidad de uso de aguas salinas en la irrigación de los suelos del Valle del Yaqui. Por lo anterior, será necesario estudiar otros factores relacionados con la baja permeabilidad del suelo como los problemas de sodio, compactación debido al uso excesivo de labranza, pobre nivel de materia orgánica en los suelos, o a la combinación de los factores mencionados.

Los esfuerzos por apoyar la reconversión agrícola hacia especies frutales se ha visto frenada debido a que las características del subsuelo en cuanto a salinidad, drenaje y profundidad del manto freático, no satisfacen los requerimientos de suelo de estas especies, por lo cual en este tipo de cultivos, los riesgos inherentes al suelo son más severos y la calidad del agua determinante, por lo que serán necesarios más estudios para determinar la dinámica del agua y de la salinidad en el subsuelo.

Con la tecnología disponible, es factible reubicar los pozos que extraen agua de mala calidad a los sitios donde los estudios indiquen que existe agua en la cantidad y calidad adecuadas, con lo cual sería factible a mediano y largo plazo, mejorar las expectativas de aprovechamiento sostenible del acuífero del Valle del Yaqui.

9. Referencias Bibliográficas

- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M. 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. p 176.
- Ayers RS, Westcot DW. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper. 29, Rev. 1, FAO. Rome, Italy.
- Báez A. 1999. Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Estación Experimental Agrop. INTA Balcarce, República Argentina 53 p.
- Barica J. 1972. Salinization of groundwater in arid zones. Water Research Pergamon Press. Vol. 6: 925-933.
- Barreto FFL, Carvalho GHO, Gheyi HR. 2003. Conductividad hidráulica en un suelo aluvial en respuesta al porcentaje de sodio intercambiable. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 7:2:403-407. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG - <http://www.agriambi.com.br>. Ingeniería Ambiental y Medio Ambiente.
- Bassil ES, Kaffka SR. 2002. Response of safflower (*Carthamus tinctorius* L.) to saline soils and irrigation II. Crop response to salinity. Agricultural Water Management 54:81-92.
- Boman JB, Wilson CH, Onterman P. 2002. Understanding water quality parameters for citrus irrigation and drainage systems. Circular No. 1406. IFAS Extension. University of Florida. Gainesville, FL, EUA. 19 p.
- Cámara DOA. 1994. Impacto de la agricultura bajo riego sobre la calidad del agua: caso del Valle del Yaqui, Sonora. Ingeniería Hidráulica en México. Vol. IX, Núm. 3: 57-71.
- Choudhary OP, Josan AS, Bajwa MS, Kapur ML. 2004. Effect of sustained sodium and saline-sodic irrigation and application of gypsum and farmyard manure on yield and quality of sugarcane under semi-arid conditions. Field Crops Research 87:103-116.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (1989). Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Diario Oficial de la Federación. 13 de diciembre de 1989.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CNA). 2006. Informe anual del Departamento de Hidrometría y Estadísticas. Cd. Obregón. Sonora.
- Costa JL. 1999. Effect of irrigation water quality under supplementary irrigation on soil chemical and physical properties in the "Southern Humid Pampas" of Argentina. Journal of Crop Production Vol 2, N° 2. pp 85-99.

- Datta KK, Jong C. 2002. Adverse effect of waterlogging and soil salinity on crop and land productivity in northwest region of Haryana, India. *Agricultural Water Management* 57:223-238.
- De la Peña I. 2004. Monitoreo de calidad del agua de pozos profundos. Sociedad de Usuarios del Distrito de Riego del Río Yaqui. Cd. Obregón, Sonora, México (comunicación personal).
- De Pascale S, Barbieri G. 1995. Effects of soil salinity from long-term irrigation with saline-sodic water on yield and quality of winter vegetable crops. *Scientia Horticulture* 64 (1195) 145-157.
- Dockerty T, Lovett A, S€unnenberg G, Appleton K, Parry M. 2005. Visualising the potential impacts of climate change on rural landscapes. *Computers, Environment and Urban Systems*. 29: 297–320.
- Eastman JR. 2003. IDRISI Kilimanjaro. Guide to GIS and image processing. Clark Labs. Clark University. Worcester, MA, USA.
- El-Ashry MT. 1994. Water resources management for the next century. *Interciencia*. Vol. 19 No. 3. p 117-119.
- El-Haddad E, and Norman MM. 2001. Leaching requirement and salinity threshold for the yield and agronomic characteristics of halophytes under salt stress. *Journal of Arid Environments* 49: 865–874.
- El-Raey M. 1997. Vulnerability assessment of the coastal zone of the Nile delta of Egypt, to the impacts of sea level rise *Ocean & Coastal Management*, Vol. 37, No. 1, pp. 29-40.
- Ferreira RE, Aljaro AU, Ruiz RS, Rojas LP, Oster JD. 1997. Behavior of 42 crop species grown in saline soils with high boron concentrations. *Agricultural Water Management* 34:111-124.
- Flores TRI. 2001. La calidad del agua para riego agrícola de pozos profundos del Valle del Yaqui con énfasis en toxicidad de boro, cloruros y sodio. Tesis de maestría. Instituto Tecnológico de Sonora. Cd. Obregón, Sonora: 96 p.
- Gavande AS. 1982. Física de Suelos. Principios y Aplicaciones Ed. LIMUSA. Chapingo, México. p. 33, 80.
- Gawad GA, Aislan A, Gaihbe A, Kadouri F. 2005. The effects of saline irrigation water management and salt tolerant tomato varieties on sustainable production of tomato in Syria (1999-2002). *Agricultural Water Management*. (En prensa).
- Glenn E, Tanner R, Miyamoto S, Fitzsimmons K, Boyer J. 1998. Water use, productivity and forage quality of the halophyte *Atriplex nummularia* grown on saline waste water in a desert environment. *Journal of Arid Environments* 38: 45–62.

- Glover CR. 1993. Irrigation water classification systems. Cooperative Extensión Service. New Mexico State University. Guide A-116.
- Godert W, Van-Lynden J, Mantel S. 2001. The role of GIS and remote sensing in land degradation assessment and conservation mapping: some user experiences and expectations. JAG. Vol. 3 - Issue 1. p. 61-68.
- González ER, Canales EA, Marín LE. 1998. Hidrogeoquímica y mineralogía de un estrato del acuífero del Valle del Yaqui. ITSON-DIEP. Cd. Obregón, Sonora, México. Vol. II. Núm. 7. p 55-64.
- González ER, Canales EA, Marín LE. 2001. Exploración hidrogeoquímica en un sitio del Valle del Yaqui; un estudio de caracterización de la salinidad. ITSON-DIEP. Cd. Obregón, Sonora, México. Vol. III. Núm. 9. p 41-52.
- González ER, Canales EA, Marín LE. 2003. Salinización de suelos y acuíferos: el caso del Valle del Yaqui, Sonora, México. En: Revista Contacto Ecológico. H. Ayuntamiento de Cajeme. Año 3. Núm. 5. p 19-23.
- Hamdy A, Abdel-Dayem S, Abu-Zeid M. 1993. Saline water management for optimum, crop production. Agricultural water management. 24:189-203.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI). 2006. Guía para la interpretación de cartografía. Edafología. p 20-21
- Jian-Kang Z. 2001. Plant salt tolerance. TRENDS in plant science. 6:2:66-71.
- Jiménez GE. 2001. El campo experimental Valle del Yaqui: su importancia en la producción agrícola en el sur de Sonora. Folleto informativo No. 1. Campo Experimental Valle del Yaqui-INIFAP. Cd. Obregón, Son. 68 p.
- Johnston CA. (1998). Geographic Information Systems in Ecology. Blackwell Science Ltd., Great Britain, 351 pp.
- Kalenhonkar MJ, Tyagi NK, Van Der Zee SEATM. 2001. Solute transport modelling in soil for irrigation field experiments with alcali water. Agricultural Water Management. 51: 153-171.
- Kumar JR, Mukherjee S, Raju KD, Saxena R. 2002. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. Ed. Elsevier. International J. of applied earth observation and Geoinformation. 4:1-10.
- Kuylentierna JL, Björklund G, Najlis P. 1997. Future sustainable water use: challenges and constraints. Journal of Soil and Water Conservation. May-June. p 151-156.

- Letey J, Sojka ER, Upchurch RD, Cassel KD, Olson RK, Payne AW, Petrie ES, Price HG, Reginato JR, Scott DH, Smethurst JP, Triplett BG. 2003. Deficiencies in the soil quality concept and its application. *Journal of Soil and Water Conservation*. 58:4:180-187.
- Le Bissonnais Y, Montier C, Jamagne M, Daroussin J, King D. 2001. Mapping erosion risk for cultivated soil in France. Ed. Elsevier. *CATENA* 46: 207-220.
- Lobo LD. 2005. Guía metodológica para la elaboración del mapa de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de América latina y el caribe. Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y El Caribe (CAZALAC)-Programa Hidrológico Internacional (PHI – UNESCO). 66 p.
- Losinno B, Sainato N, Giuffre L. 2005. Propiedades edáficas y del agua subterránea: Riesgos de salinización y sodificación de los suelos, en la zona de Pergamino-Arrecifes. *Cienc. Suelo*, jan./jul. 2005, vol.23, no.1, p.47-58. ISSN 0326-3169.
- Martínez BJ. 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact *Agricultural Water Management* 40:183-194.
- Minhas PS. 1996. Saline water management for irrigation in India. *Agric. Water Management*. 30: 1–24.
- Miralles I, Ortega R, Canton Y, Asensio C. 2002. Degradación del suelo por exceso de sales y su relación con la topografía en un suelo del sur de España. *Agrochimica*. Vol. XLVI. Núm. 6. p 270-279.
- Murillo-Amador B. 2001. Bases fisiológicas de la respuesta diferencial al NaCl entre genotipos de frijol Yorimon [(*Vigna unguiculata* (L.) Walp.]. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz B.C.S. México. 167 p.
- O'Hara SL. 1997. Irrigation and land degradation: implications for agriculture in Turkmenistan, central Asia. *Journal of Arid Environments* 37: 165–179.
- Oster JD. 1994. Irrigation with poor quality water Review Article. *Agricultural Water Management* 25: 271-297
- Ortiz OM. 1997. La calidad de las aguas de riego. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. 53 p.
- Paliwal KV, Gandhi AP. 1973. Some relationships between quality of irrigation waters and chemical characteristics of irrigated soils of the Nagaur District, Rajasthan. *Geoderma*. 9:213-220.
- Pellegrini A. 2004. Curso de edafología. Departamento de ambiente y recursos naturales. Facultad de ciencias agrarias y forestales. U.N.L.P. [http://www.agro.unlp.edu.ar/departamentos/edafologia/tp3\(2004\)](http://www.agro.unlp.edu.ar/departamentos/edafologia/tp3(2004))

- Penman HC. 1948. Natural evapotranspiration from open water, bare soil and grass. Proc. R. Soc. Lond. Vol. A193, 120-145.
- Pérez MO, Telfer CT, Ross GL. 2002. Optimización de la acuicultura marina de jaulas flotantes en Tenerife, Islas Canarias, mediante el uso de modelos basados en Sistemas de Información Geográfica (SIG). <http://aquatic.unizar.es/n4/art1704/sigcanariashtm>
- Pérez-Sirvent C, Martínez-Sánchez MJ, Sánchez JV. 2003. Efecto del riego con agua de mala calidad sobre la desertificación de zonas semi-áridas en Murcia, SE Spain. Geoderma. 113: 109-125.
- Rhoades JD, Kandiah A, Mashali AM. 1992. The use of saline waters for crop production-FAO irrigation and drainage paper 48. Rome, Italy.
- Richards LA. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook 60. p 87-115.
- SEMARNAT 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. p 40-46.
- Shalhevet J. 1994. Using water of marginal quality for crop production: major issues. Review Article. Agricultural Water Management. 25:233-269
- Shannon MC, Grieve CM. 1999. Tolerance of vegetable crops to salinity. Scientia Horticulturae. 78:5-38
- Sharma DP, Rao KVGK. 1998. Strategy for long term use of saline drainage water for irrigation in semi-arid regions. Soil & Tillage Research. 48:287-295.
- Sharma BR, Minhas PS. (2005). Strategies for managing saline/álkali waters for sustainable agricultural production in South Asia. Agricultural Water Management (En prensa).
- Soltan ME. 1998. Characterisation, classification, and evaluation of some ground water samples in upper Egypt. Chemosphere, Vol. 37, No. 4: 735-745.
- Suarez DL. 1981 Relation between pHc and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an alternate method of estimating SAR of soil or drainage waters. Soil Sci. Soc. Amer. J. 45:469-475.
- Suástegui AU, Ruiz PM, Herrera PJ. 1995. Variabilidad espacial de la conductividad eléctrica en un suelo del este de Cuba. I Análisis estadístico exploratorio. Terra Vol. 13. Num. 2. p 126-135.
- Suástegui AU, Ruiz PM, Herrera PJ. 1996. Variabilidad espacial de la conductividad eléctrica en un suelo del este de Cuba. II Análisis Geoestadístico. Terra Vol. 14. Núm. 3. p 241-249.
- Thornthwaite CW. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geographical Review, New York. 38:1:55-94.

- Tsanis IK, Naoum S. 2003. The effect of spatially distributed meteorological parameters on irrigation water demand assessment. *Advances in Water Resources*. 26: 311–324.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). 1992. *World Atlas of desertification*. Arnold E. (Ed.). 69 p.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). 1997. *World atlas of desertification*. 2da. edition. Middleton N. and Thomas D. (Eds.) 182 p.
- Vence A. 1996. Efecto de la calidad de aguas de riego sobre algunas propiedades físicas de dos suelos del sudeste bonaerense. Trabajo de intensificación. Curso de capacitación para asesores. Módulo Agrícola FUNDACREA. 31 pp.
- Villafañe R, De León N, Camacho F, Ramírez R, Sánchez L. 2004. Acumulación y lavado de sales en columnas de suelo regadas con agua salina procedente de un pozo petrolero *Agronomía Trop*. 54:1:93-120.
- Wilcox LV. 1948. The quality of water for irrigation. US Dept. of Agric. Tech. Bull. No. 962:1–40.
- Xeferis A, Anastasiadis P, Latinopoulos P. 2004. Groundwater chemical characteristics in Kalamaria Plain, Halkidiki Peninsula, Greece. *Fresenius Environmental Bulletin*. 13:1159-1167.