



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DEL LAGO DE SANTA ANA (ZACATECAS, MÉXICO)

T E S I S

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS DE LA TIERRA

P R E S E N T A

El Maestro en Planeación de Recursos Hidráulicos

ROBERTO GAYTÁN BAUTISTA

JURADO EXAMINADOR

DR. JOSÉ DE ANDA SÁNCHEZ
DR. TOMÁS GONZÁLEZ MORÁN
DRA. MARISA MAZARI HIRIART
DR. EDUARDO MANZANARES ACUÑA
DR. JAMES E. NELSON

COMITÉ TUTORAL: (DR. JOSÉ DE ANDA SÁNCHEZ, DR. FERNANDO GONZÁLEZ FARÍAS)



MÉXICO D.F.

OCTUBRE DE 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

*Dedicada a
mi esposa María, mi hijo Roberto Adrián y mi hija Nancy Alejandra;
mi pasado, mi presente y mi futuro*

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. José de Anda Sánchez por haber creído en mí desde un inicio, su apoyo y su confianza han sido inestimables para mí. También quiero agradecerle su respaldo y alentarme para continuar en esta línea de investigación.

Al Dr. James E. Nelson por su valioso apoyo con el suministro del software WMS, y la capacitación en el manejo del mismo, sin el cual no hubiera sido posible desarrollar este proyecto de investigación.

A la Dra. Marisa Mazari Hiriart por formar parte del jurado de candidatura y del comité de revisión de tesis, por sus valiosos comentarios que contribuyeron a enriquecer este trabajo de investigación.

Al Dr. Fernando González Farías por formar parte de mi comité tutorial durante el desarrollo de mis estudios doctorales y su valiosa amistad.

Al Dr. Luís Marín Stillman, por su apoyo desinteresado en la culminación de este trabajo y por sus valiosos comentarios.

Al Dr. Eduardo Manzanares Acuña, por su apoyo y consejos para sacar adelante este proyecto de investigación y formar parte de los revisores de tesis.

Al CONACYT por haberme apoyado dos años y medio mediante la beca para estudios de posgrado No. 208223.

A la Sra. Araceli Chaman que siempre me apoyó en todos los trámites administrativos.

Agradezco especialmente a mi esposa, por su insistencia, su paciencia y empuje pues con su apoyo incondicional se alcanzó la meta.

RESUMEN

Se presenta una metodología para el estudio del comportamiento hidrológico de la cuenca del lago de Santa Ana y su calidad del agua. La cuenca en estudio está ubicada al centro del estado de Zacatecas en una zona semiárida con escasa precipitación y altas tasas de evaporación. Debido a las condiciones morfológicas y climáticas del área, la mayor parte de sus pocos cuerpos de agua superficial existentes son someros e intermitentes, con superficies perceptiblemente reducidas durante el estiaje. Hoy en día son escasos los trabajos que permitan comprender los procesos que afectan el comportamiento hídrico de estos ecosistemas y predecir su futuro. Para aproximarnos a la estimación del proceso de escurrimiento en la cuenca se utilizó la combinación de dos modelos de simulación: el modelo *Watershed Modeling System* (WMS) y el modelo HEC-HMS. El modelo WMS fue utilizado para calcular los parámetros geométricos de la cuenca hidrográfica a partir de la información de modelos de elevación digital y de los datos de ubicación de la infraestructura hidráulica construida en la cuenca en los últimos años. El modelo HEC-HMS fue utilizado para estimar los hidrogramas de escurrimiento en el lago durante el año 2006, para esto se usaron datos históricos de la precipitación y se calibró el modelo construido con los datos hidrométricos observados en el lago. La batimetría del lago fue igualmente considerada para la estimación del balance hídrico en el lago. La evaluación de la calidad del agua se determinó por medio de muestreos de agua en ocho estaciones previamente localizadas dentro del lago, a las que se les realizaron análisis de parámetros físicos, químicos, bacteriológicos y de metales pesados, durante los años 2005 y 2007. Igualmente se hicieron análisis de iones mayores en el lago y en un pozo situado cerca del lago, para determinar la posible interacción entre el agua del lago y el agua subterránea. El uso combinado de los modelos de simulación permitió la determinación de los límites geográficos naturales de la cuenca; considerando las modificaciones antrópicas realizadas en la cuenca en los últimos años, se pudo conocer el comportamiento hidráulico del lago de Santa Ana. De lo que se concluye que la intermitencia del lago ha disminuido a partir de la construcción de los drenes y las descargas de aguas residuales. Los resultados del estudio de calidad del agua, indican que el lago no tiene interacciones significativas con el agua subterránea del acuífero local. Por otra parte la mayor parte de los parámetros medidos de la calidad del agua no cumplen con los estándares internacionales sugeridos para sostener vida acuática y preservar el hábitat para las aves acuáticas endémicas y migratorias. La pérdida de este tipo de ecosistemas, localizados mayormente en el altiplano mexicano, pone en riesgo el valor de la porción central de México como ruta migratoria para las aves acuáticas norteamericanas.

ÍNDICE

SECCIÓN I. DESCRIPCIÓN GENERAL

- I.1. Antecedentes
- I.2. Justificación
- I.3. Hipótesis
- I.4. Objetivo general
- I.5. Objetivos particulares

SECCIÓN II. ÁREA DE ESTUDIO

- II.1. Introducción
- II.2. Topografía de la cuenca
- II.3. Límites de la cuenca
- II.4. Geología
- II.5. Hidrología superficial
- II.6. Hidrología subterránea
 - II.6.1. Modelo conceptual hidrogeológico
 - II.6.2. Parámetros hidrogeológicos
 - II.6.3. Piezometría
- II.7. Edafología
- II.8. Usos de suelo y vegetación
- II.9. Principales actividades económicas

SECCIÓN III. BALANCE HÍDRICO

- III.1. Introducción
- III.2. Metodología

- III.2.1. Precipitación
- III.2.2. Escurrimiento
- III.2.3. Infiltración
- III.2.4. Evaporación
- III.2.5. Evapotranspiración
- III.2.6. Uso del agua superficial
- III.2.7. Uso del agua subterránea
- III.2.8. Extracciones del agua superficial
- III.2.9. Modelo hidrológico

III.3. Batimetría del lago

III.4. Procesos naturales

- III.4.1. Precipitación
- III.4.2. Escurrimiento superficial
- III.4.3. Infiltraciones del subsuelo
 - III.4.3.1. Medida de la infiltración con infiltrómetro
 - III.4.3.2. Medida de la infiltración en la cuenca
- III.4.4. Permeabilidad
 - III.4.4.1. Prueba de permeabilidad en laboratorio
- III.4.5. Evaporación en el lago
- III.4.6. Evapotranspiración en la cuenca
 - III.4.6.1. Cálculo de la evapotranspiración en la cuenca

III.5. Procesos antrópicos

- III.5.1. Modificaciones en el régimen natural de escurrimiento
- III.5.2. Extracción de agua subterránea
- III.5.3. Extracción de agua superficial

III.6. Análisis y discusión de resultados

III.6.1. Batimetría del lago

III.6.2. Precipitación y evaporación

III.6.3. Estimación de los límites de la cuenca

III.6.4. Simulación del balance hidrológico

III.6.5. Discusión de resultados del balance hídrico del sistema

III.7. Conclusiones

SECCIÓN IV. CALIDAD DEL AGUA

IV.1. Introducción

IV.2. Metodología

IV.2.1. Fuentes puntuales y difusas de contaminación

IV.2.2. Calidad del agua

IV.3. Localización de los sitios de muestreo

IV.4. Temperatura

IV.5. pH

IV.6. Transparencia disco Secci

IV.7. Oxígeno disuelto

IV.8. Potencial oxido-reducción

IV.9. Conductividad

IV.10. Sólidos disueltos totales

IV.11. Salinidad

IV.12. Análisis y discusión de resultados

IV.12.1. Calidad del agua en el lago

IV.12.2. Calidad del agua en la noria

IV.12.3. Discusión

IV.12.3.1. Salinidad en el lago

IV.12.3.2. Nutrientes en el lago

IV.12.3.3. OD, DQO y DBO5 en el lago

IV.12.3.4. Metales pesados y patógenos en el lago

IV.12.3.5. Fuentes externas de contaminación

IV.13. Conclusiones

SECCIÓN V. CONCLUSIONES GENERALES

Referencias citadas

Anexo I

Anexo II

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura II.1. Localización del lago de Santa Ana y su cuenca
- Figura II.2. Límites de la zona de estudio
- Figura II.3. Municipios que comprende la Cuenca de Calera
- Figura II.4. Poligonal del acuífero de Calera y límites de la cuenca del lago de Santa Ana calculados con el programa WMS
- Figura II.5. Cortes geológicos del acuífero de Calera
- Figura II.6. Piezometría y zona de concentración de pozos
- Figura II.7. Tipos de suelos en la cuenca de Santa Ana
- Figura II.8. Usos de suelo en la zona de estudio
- Figura III.1. Límites de la cuenca utilizando WMS
- Figura III.2. Levantamiento topográfico del lago de Santa Ana
- Figura III.3. Lancha usada en las mediciones de la batimetría
- Figura III.4. Ubicación de las estaciones meteorológicas en la cuenca del lago de Santa Ana
- Figura III.5. Precipitación promedio periodo 1963-2006
- Figura III.6. Comportamiento de la precipitación, evaporación y temperatura
- Figura III.7. Infiltrómetro de doble anillo
- Figura III.8. Curvas infiltración de datos ajustados y no ajustados del modelo de Kostiakov
- Figura III.9. Localización de los puntos donde se realizaron los ensayos tipo Lefranc
- Figura III.10. Prueba Lefranc carga constante
- Figura III.11. Toma de muestra inalterada punto No.3
- Figura III.12. Esquemas del permeámetro de carga variable

Figura III.13. Permeámetro de carga variable en muestra inalterada del punto No. 3

Figura III.14. Coeficiente de permeabilidad

Figura III.15. Zona de intercambio

Figura III.16. Gráfica temperatura-presión de vapor

Figura III.17. Curvas Elevación-Área, Elevación-Volumen del lago de Santa Ana

Figura III.18. Batimetría del Lago de Santa Ana obtenida con el programa AutoCad

Figura III.19. Datos promedio de precipitación. Evaporación y temperatura para las estaciones de Calera, Fresnillo y Zacatecas para el periodo 1963-2006

Figura III.20. Patrón de precipitación periodo 1963-2006

Figura III.21. Patrón de evaporación periodo 1963-2006

Figura III.22. Límites y áreas de las subcuencas del Lago de Santa Ana

Figura III.23. Resultados calculados y observados por el modelo del área del lago

Figura III.24. Resultados calculados y observados del volumen del lago

Figura IV.1. Localización de los sitios muestreados para determinación de calidad del agua en la cuenca del Lago de Santa Ana en 2005

Figura IV.2. Localización de los sitios muestreados en el Lago de Santa Ana en el 2005

Figura IV.3. Estratificación térmica típica en aguas interiores. El intervalo

entre la línea punteada corresponde a la discontinuidad térmica

Figura IV.4. Comportamiento del pH en 24 horas en aguas interiores

Figura IV.5. Diagrama para obtener el porcentaje de saturación

bajo una temperatura y salinidad determinadas

Figura IV.6. Variación diaria de la concentración de oxígeno

disuelto en estanques con diferente densidad de plancton

Figura IV.7. Sonda multiparámetros WTW Multi 350i, utilizada en la

medición de parámetros in situ

Figura IV.8. Boyas de unicel utilizadas en la ubicaciones

de las estaciones en el lago de Santa Ana

Figura IV.9. Correlación entre la conductividad (X) y los sólidos

disueltos totales (Y) en el lago

Figura IV.10. Correlación entre el fósforo total (X) y los

ortofosfatos en el lago

Figura IV.11. Correlación entre el nitrato (X) y el nitrógeno

Kjeldahl total (NKT) (Y) en el lago

Figura IV.12. Correlación entre el oxígeno disuelto (X) y la

demanda química de oxígeno (Y) en el lago

Figura IV.13. Correlación entre la demanda bioquímica de

oxígeno (X) y el nitrógeno Kjeldahl total (NKT) (Y) en el lago

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla II.1. Localización de la cuenca geohidrológica de Calera

Tabla II.2. Uso de suelos en la cuenca del Lago de Santa Ana

Tabla II.3. Resumen de las principales actividades económicas que se desarrollan en los municipios donde se ubica la cuenca del Lago de Santa Ana

Tabla III.1. Datos de precipitación, temperatura y evaporación de las estaciones meteorológicas de Calera, Zacatecas y Fresnillo

Tabla III.2. Datos de campo medidos en el municipio de Calera para estimación de la infiltración

Tabla III.3. Cálculos para obtener el modelo de velocidad de infiltración

Tabla III.4. Valores ajustados de la infiltración con el modelo de Kostiakov

Tabla III.5. Clasificación de la magnitud de infiltración

Tabla III.6. Valores de la permeabilidad tipo Lefranc obtenidos

Tabla III.7. Resultados de la estimación de la evapotranspiración usando el método de Thornthwaite para el año de 2006

Tabla III.8. Resultados de la estimación de la evapotranspiración usando el método de Blaney-Criddle para el año de 2006

Tabla III.9. Evaluación de la extracción de acuerdo al uso del agua

Tabla III.10. Principales aprovechamientos hidráulicos superficiales de la zona

Tabla III.11. Elementos batimétricos del Lago de Santa Ana

Tabla III.12. Elementos morfométricos del lago de Santa Ana (valores promedio de los periodos de lluvias y estiaje para el año de 2006)

Tabla III.13. Datos promedio de precipitación. Evaporación y temperatura para las estaciones de Calera, Fresnillo y Zacatecas para el periodo 1963-2006

Tabla III.14. Resultados del modelo de simulación HEC-HMS para el periodo enero-diciembre 2006

Tabla IV.1. Clasificación del agua en función de sus usos y características de calidad

Tabla IV.2. Concentración de salinidad en diferentes tipos de aguas

Tabla IV.3. Clasificación de cuerpos de agua en base a su contenido de sales

Tabla IV.4 .- Parámetros de calidad del agua medidos en las estaciones ubicadas en el Lago de Santa Ana el 30 de noviembre de 2005

Tabla IV.5. Concentraciones de iones encontrados en las muestras de la noria y del lago de Santa Ana el 2 de octubre de 2007

Tabla IV.6. Parámetros de calidad medidos en las fuentes principales de contaminación para el Lago de Santa Ana en noviembre de 2005

SECCIÓN I. Descripción general

Esta tesis está organizada de la siguiente manera: la parte central de la tesis son dos artículos publicados en revistas indexadas internacionales. Los dos artículos se presentan en los Anexos I y II. Los dos primeros capítulos presentan los antecedentes y la descripción del área de estudio. El trabajo de investigación de cada uno de estos dos artículos, se presentan en los capítulos tres y cuatro. El capítulo cinco presenta las conclusiones generales del trabajo de investigación.

I.1. Antecedentes

El ciclo del agua y sus componentes de precipitación, escurrimiento, evaporación, evapotranspiración, infiltración, y otros procesos asociados son temas centrales de la hidrología (USGS, 2006). Cada uno de estos componentes presenta una gran variación espacial y temporal, y juega un papel crítico, en diversos procesos físicos, químicos y biológicos que regulan el sistema terrestre, donde la actividad humana es inseparable de los eventos naturales (Dunne y Leopold, 1978; Elkaduwa y Sakthivadivel, 1998). Actualmente se reconoce que las alteraciones locales que produce el hombre en el ciclo hidrológico pueden tener implicaciones globales (UNESCO 2003, 2006). El cambio de la cobertura vegetal asociado con la expansión de la agricultura, la urbanización y la contaminación tienen una profunda influencia en los procesos hidrológicos, que es necesario investigar tanto en las cuencas pequeñas, como a nivel regional (Shahagian, 2000; Sharma *et al.*, 2000).

El modelado hidrológico de pequeñas cuencas o de toda una región hidrológica, es ampliamente utilizado y ha demostrado su utilidad en la evaluación del impacto sobre el ciclo hidrológico, del cambio en el uso del suelo (Henderson *et al.*, 1993; Kite, 1993; Harbor, 1994; Bhaduri *et al.*, 1997; Sharma *et al.*, 2000). Asimismo, han sido estudiados sus efectos sobre el cambio climático global en largo plazo (Gleick, 1987; Vorosmarty y Moore, 1991; Rind, 1992; Nikolaidis *et al.*, 1993; McGuffie *et al.*, 1998; Xu, 2000).

Un aspecto importante, que surge en el estudio de los recursos hídricos de una cuenca, es que el agua superficial y el agua subterránea por mucho tiempo se han considerado como entidades separadas, y por tanto, se han investigado individualmente, aunque se sabe que tienen características químicas, físicas y biológicas diferentes (Kalbus *et al.*, 2006). Sin embargo, hoy en día, se sabe que en la zona de la transición entre el agua superficial y el agua subterránea, ocurren

una diversidad de procesos, en donde los componentes químicos del agua se conducen, transportan, transforman, o quedan retenidos en el Sistema (Kalbus *et al.*, 2006). Los ecologistas, han llamado a esta área la zona de transición (Schwoerbel, 1961) y han destacado, la importancia de estos procesos de intercambio en la modificación del régimen hidrológico de los ríos, lagos y humedales y sus consecuencias, en la biota (Hynes, 1983; Brunke y Gonser, 1997).

En este contexto, el manejo de cuencas hidrológicas proporciona el marco conceptual y espacial, que permite elaborar e implementar normas y prácticas de conservación, basadas en el entendimiento de procesos e interacciones ecológicas y sociales necesarias para asegurar la integridad ecológica de la cuenca y el suministro de productos para una población en constante crecimiento. Así como, evaluar el impacto de las actividades humanas en los procesos hidrológicos (EPA, 1995; Ersten, 1999; Jain *et al.*, 2000). Sin embargo, se debe admitir que no se pueden realizar diagnósticos veraces o manejos apropiados, si los datos hidrológicos son insuficientes para un análisis regional (Bergstrom y Graham, 1998). Este problema, lo han abordado los hidrólogos cuantificando los procesos del ciclo del agua en periodos que abarcan varios años, de tal forma que hoy en día es posible simular estos procesos a nivel de cuencas (Bastiaanssen, 2000). En la hidrología, al igual que en otras ciencias, el desarrollo de nuevos métodos de medición ha permitido avances significativos en el conocimiento de estas relaciones funcionales. Sin embargo, es fácil incurrir en deficiencias de tipo metodológico para el análisis de cuencas cuando no se cuenta con la suficiente información (Mendoza *et al.*, 2002).

En las cuencas convergen diferentes recursos naturales, como el suelo, la vegetación, la biodiversidad, y también las poblaciones humanas. La estrecha relación, entre estos recursos con el ciclo hidrológico hace que la cuenca sea la unidad funcional más adecuada, para el manejo de recursos.

La mayoría de las cuencas en México presentan severos deterioros ambientales debidos, en buena parte, a la falta de planeación urbana y al mal manejo de sus recursos naturales.

Esta situación, pone en riesgo la disponibilidad de suelos y agua, amenaza la recarga de los acuíferos, la biodiversidad, la purificación del aire y la fertilidad del suelo de la Cuenca.

I.2. Justificación

En el lago de Santa Ana, se desconoce la forma de interactuar de los diferentes componentes del ciclo hidrológico en el sistema y en particular, la relación que guardan el agua superficial y el agua subterránea del acuífero de Calera. Lo anterior, motiva la necesidad de conocer los factores abióticos y antropogénicos, que influyen en dicho balance y establecer escenarios que permitan explicar la intermitencia del lago, como un proceso natural y de qué forma influyen las actividades humanas, en este proceso.

Tanto la cuenca del lago de Santa Ana como el acuífero de Calera constituyen los recursos hídricos más importantes de la región (Navarro *et al.*, 2005; Villalpando *et al.*, 2005).

El lago de Santa Ana y otros pequeños lagos ubicados en el área (Sedano, Santa Clara y Los Ahorcados), son importantes, como hábitats en invierno de la fauna local y migratoria de especies, como cerceta anillada, ganso blanco, ganso canadiense, grulla gris y pelícanos blancos americanos, entre otros (Pérez-Arteaga *et al.*, 2005; Anderson y Anderson, 2005). Sin embargo, no existen estudios previos de calidad de agua en el lago de Santa Ana, que permitan inferir el grado de contaminación, originado por las actividades antropogénicas que se desarrollan en su cuenca, de forma tal que los parámetros de calidad del agua del lago (como DBO₅, DQO, oxígeno disuelto, pH, temperatura, sólidos disueltos etc., metales pesados y bacterias patógenas), se encuentren en el rango de valores propuestos a nivel internacional para la protección de la vida acuática en ecosistemas de agua dulce.

Debido a la importancia, que se está dando a nivel mundial a los humedales localizados en las zonas áridas, el lago de Santa Ana, junto con otros lagos de la región podrían ser considerados, como un área de protección para la biodiversidad y calificar en conjunto como sitio RAMSAR (2004) y de esta forma integrarse a un programa de manejo y restauración, tal como, ha sucedido con otros cuerpos de agua en México (CONANP, 2006).

I.3. Hipótesis

El uso intensivo, del agua superficial y subterránea en la cuenca ha modificado de manera importante el balance hídrico del lago de Santa Ana de tal forma que sus periodos de intermitencia y calidad del agua, se han visto alterados por las actividades antropogénicas.

I.4. Objetivo general

Conocer los factores abióticos y antropogénicos, que intervienen en el balance hídrico del lago de Santa Ana y llevar a cabo, una evaluación inicial de su calidad del agua a fin de que ésta pueda servir para generar un plan de manejo orientado a la preservación del hábitat para la fauna local y migratoria.

I.5. Objetivos particulares

Los objetivos particulares de este proyecto se resumen en los siguientes puntos:

- a) Establecer los límites de la cuenca hidrográfica del lago de Santa Ana.
 - Límites de la cuenca natural
 - Límites modificados por las actividades antropogénicas
- b) Identificar los factores abióticos que intervienen en el balance hídrico del sistema.
- c) Identificar los cambios antropogénicos que influyen en el balance hídrico del sistema.
- d) Cuantificar los flujos de entrada y salida del sistema.
- e) Desarrollar un modelo que describa el comportamiento hidrológico del sistema.
- f) Monitorear la calidad del agua del lago.
- g) Identificar las fuentes puntuales y no puntuales de contaminación del agua del lago
- h) Evaluar la calidad del agua del lago de acuerdo con los criterios internacionales para la preservación de los ecosistemas acuáticos de agua dulce.

SECCIÓN II. ÁREA DE ESTUDIO

II.1. Introducción

El estado de Zacatecas, está localizado en la parte centro norte de la República Mexicana. En términos generales, el clima en el estado de Zacatecas es seco, con una temperatura media anual de 16° C y una precipitación pluvial media, de 510 mm. Las variaciones extremas en la temperatura y precipitación son: 35° C máxima y 6° C mínima; 910 mm máxima y 324 mm mínima (INEGI, 2006). La cuenca hidrológica de Calera, esta localizada en el centro del estado de Zacatecas. Abarca parte de los municipios de Calera, Fresnillo, Enrique Estrada, Morelos, Pánuco, Vetagrande y Zacatecas (CONAGUA, 2002). Es una cuenca cerrada que cubre aproximadamente 2056.57 km² (CONAGUA, 2007a). Sus límites naturales son, al este la Sierra de Zacatecas, al oeste, la Sierra de Fresnillo, al norte, el Cerro del Algodón y al sur, el Cerro La Mesa. La cuenca de Calera forma parte de la región hidrológica RH37 (El Salado) y está localizada en la cuenca Fresnillo-Yesca y se encuentra sobre el acuífero de Calera. El acuífero de Calera, es la única fuente de suministro de agua en la cuenca, porque el clima es predominantemente seco (CONAGUA, 2007a). La agricultura y las actividades industriales y pecuarias han producido un desbalance entre las extracciones de agua subterránea y la recarga, en el acuífero de Calera, creando una situación de explotación intensiva del mismo (CONAGUA, 2002; Betsco Consultoria, 2004). En la parte norte de esta cuenca de Calera se localiza el lago de Santa Ana (Figura II.1), el cuerpo de agua más importante en la región. Esta localizado en las coordenadas 23°22'15" N y 102°42'20" W con una superficie que oscila entre los 816 ha durante las lluvias (con una profundidad promedio de 0.82 m), y 450 ha, durante el estiaje (con una profundidad de 0.35 m aproximadamente). Por tanto se trata de un lago intermitente localizado en una zona semiárida (Gaytán et al., 2008).

El lago de Santa Ana, recibe aproximadamente el 86.5% del escurrimiento superficial en la cuenca de Calera, y representa un hábitat para diversas especies de aves migratorias (como cerceta anillada, ganso blanco, ganso canadiense, grulla gris, etc.) (Pinedo-Robles y López-Gámez 2002). El lago es un sitio prioritario para la conservación de la fauna salvaje en México (Pérez-Arteaga et al. 2005).

Es escasa la precipitación pluvial en la cuenca, que oscila entre los 36.9 mm en la estación seca (febrero a mayo) y 321 mm, en la estación de lluvias (junio a septiembre). Las características someras del lago, la elevada evaporación debida a las características climáticas de la región, son algunos de los factores que han originado la intermitencia de este cuerpo de agua. Adicionalmente, la construcción de canales de drenaje de la agricultura de riego en el periodo de 1973-1979, han modificado los patrones de escurrimiento de la cuenca, afectando con ello los patrones de escurrimiento del agua superficial, incrementando el escurrimiento de agua superficial hacia el Lago de Santa Ana (Gaytán et al., 2008).

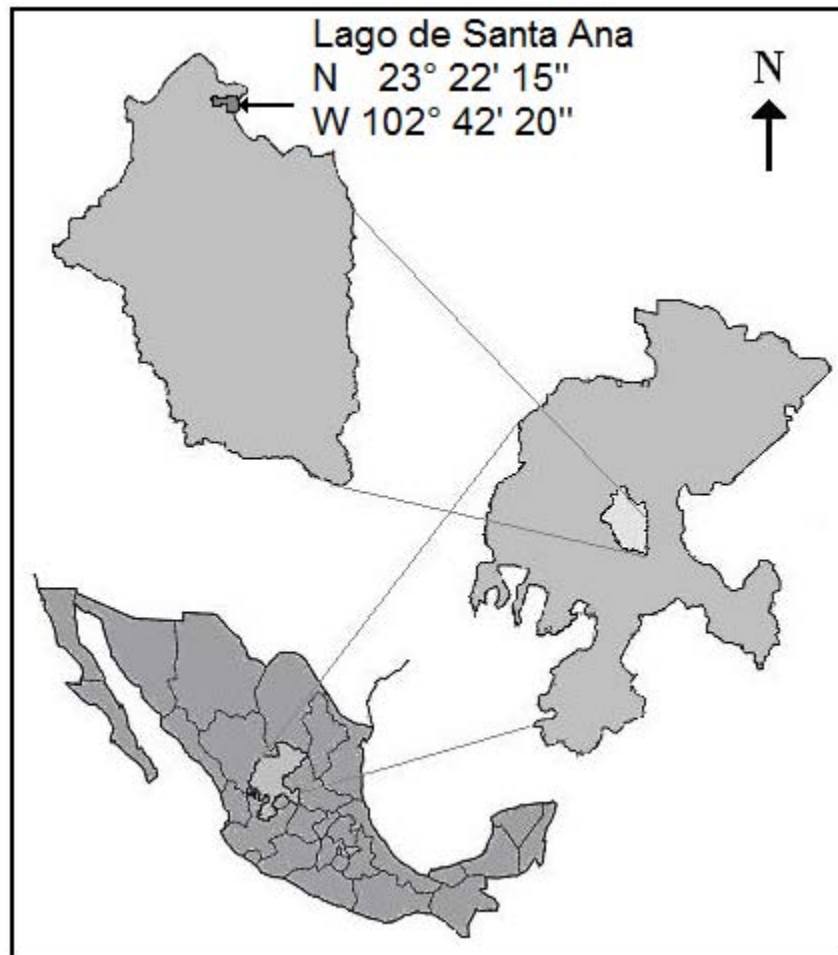


Figura II.1.- Localización del lago de Santa Ana y su cuenca.

De acuerdo con Bates y Jackson (1984) y Briere (2000) el lago de Santa Ana puede ser considerado como un “lago playa” (*playa lake*) o *sabkha* (del árabe lámina de agua salada) que se caracterizan por ser lagos someros, intermitentes, normalmente localizados en cuencas cerradas de zonas áridas que cubren una playa durante las lluvias, pero en el estiaje ésta se descubre; por tanto es un lago efímero que va formando paulatinamente, una playa debido al proceso de evaporación. Como consecuencia del proceso de intermitencia en el lago, se van concentrando los sólidos disueltos y las sales, por lo que estos lagos suelen tener una alta conductividad.

A nivel mundial se están realizando esfuerzos por inventariar y clasificar los lagos, presas y humedales (Lehner y Döll, 2004) y en el caso de los lagos playa se han reportado algunos trabajos de clasificación y caracterización (Last y Schweyen, 1983; Lichvar *et al.*, 2004; Quillin *et al.*, 2005). El estudio del comportamiento hidrológico y limnológico de este tipo de lagos, es relativamente reciente (Queralt

et al., 1997; Bren y Sandell, 2004) y en particular, en México, los estudios hasta ahora realizados son muy limitados sin existir hasta ahora un estudio formal de este tipo de lagos (Alcocer y Escobar, 1996). Existe muy poca información publicada sobre el lago de Santa Ana; solo unos pocos reportes técnicos oficiales que no consideran este lago un recurso potencial de agua. La mayoría de la información, se enfoca sobre el acuífero de Calera (CONAGUA, 2002). Entre los años 1960s y 1990s, varios estudios sobre calidad y cantidad de agua se realizaron en el acuífero de Calera por diferentes instituciones gubernamentales y académicas (CONAGUA, 2002), principalmente por ser la única fuente de aprovisionamiento de agua en la región. Sin embargo se desconoce que sucede con las condiciones de intermitencia y calidad del agua del lago de Santa Ana, pues no existen estudios formales, que muestren el estado actual de este cuerpo de agua.

II.2. Topografía de la cuenca

La cuenca del lago de Santa Ana se ubica dentro de la cuenca de acuífero de Calera, que por tener las características de un valle presenta solo lomeríos y pequeñas elevaciones con una topografía casi plana y pendientes de entre 0.2% y 1% y en las partes altas llega a tener hasta 4.5%. La pendiente media calculada por el método de Taylor y Schuartz (1952), para los cauces principales varía de 0.88 a 1.72% y en las partes altas llega a tener hasta 4.5%.

II.3. Límites de la cuenca

Como se mencionó antes, los límites de la cuenca hidrológica del acuífero de Calera coinciden en su mayor parte con los límites superficiales del parteaguas de la cuenca del Lago de Santa Ana (Figura II.2).

Los principales sistemas montañosos que limitan la cuenca del Lago de Ana son, la Sierra de Fresnillo, localizada en la parte Noroccidental, la cual forma parte de la Sierra Madre Occidental, localizada en la porción occidental del área de estudio y que presenta elevaciones máximas de 2,850 msnm; y la Sierra de Zacatecas, ubicada al oriente y sur de la zona, con elevaciones máximas de 2,700 msnm (Figura II.2).

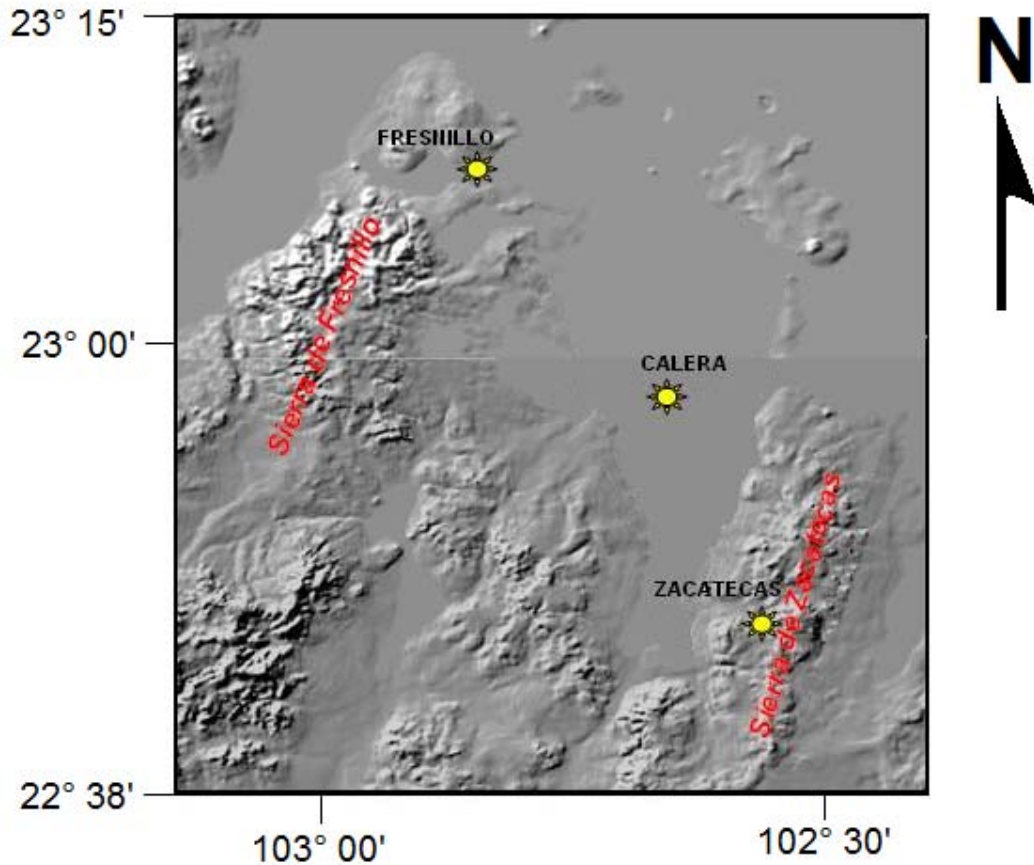


Figura II.2.- Límites de la zona de estudio (Betsco, 2004).

II.4. Geología

Las rocas más antiguas que afloran en el área, son metamórficas que están representadas por esquistos sericíticos de color negro con algunos nódulos de cuarzo y esquistos sericíticos que varían de color rojizo a verdoso (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

Sobreyaciendo a la secuencia anterior, existe un paquete constituido por rocas sedimentarias y volcánicas interestratificadas; su litología consta de filitas, de color morado, gris, verde y algunas veces con manchas moradas o rojizas, con variaciones a pizarras de color morado y gris, esquistos sericíticos y grafiticos, de color gris a gris oscuro, cuarcitas de color gris, metaconglomerado de color gris blancuzco, con fragmentos de cuarcita, esquistos sericíticos, rocas metavolcánicas de composición básica con matriz arenosa y micacea, calizas de grano fino y color gris oscuro, dispuestas en capas discontinuas, con espesores que no pasan de 40 cm y escasa presencia, de pedernal (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

La edad de esta unidad, se determinó con base en su contenido faunístico, cefalópodos y bivalvos pertenecientes al Triásico Superior, piso Cárnico. Esta secuencia, volcano sedimentaria, es conocida como la Formación Zacatecas y aflora ampliamente al Oeste de la capital del estado, en las comunidades de Morelos, Hacienda Nueva, La Pimienta y La Escondida (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

Sobreyace una alternancia de calizas y pizarras, predominando en la parte superior, calizas que son correlacionables con la Formación Zuloaga del Jurásico, la cual aflora al Sur y Suroeste de la comunidad Los Gringos (Betsco, 2004).

En el distrito minero de Fresnillo se ha detectado una unidad denominada localmente Grupo Proaño, que consiste de una secuencia de rocas sedimentarias, que se encuentran divididas en tres unidades de acuerdo con sus características litológicas y posición estratigráfica: grauvaca inferior (no aflora), lutitas calcáreas y carbonosas y grauvaca superior (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

Yaciendo concordantemente, sobre la unidad anterior está la Formación Chilitos, del Cretácico Inferior, constituida por rocas volcánicas de composición andesítica y basáltica, con intercalación de sedimentos como limolitas, areniscas y lentes de margas, depositadas en un medio acuático, por lo que presentan numerosas estructuras de almohadillas. Esta unidad es de gran importancia económica ya que es la que encajona la mayor parte de las vetas auro-argentíferas. Aflora, a lo largo de toda la Sierra de Zacatecas, donde en tiros de mina se han detectado espesores superiores a 400 m, además de las cercanías de Fresnillo, a lo largo del arroyo Chilitos, de donde toma su nombre (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

En los alrededores de la capital del estado, aflora un conglomerado rojo, limitado al Norte, por el escarpe de la falla “La Cantera” a lo largo de 2 km; y al poniente, por la falla del Padre: Está compuesto, por depósitos fluviales que sufrieron muy poco transporte, constituido por guijas y cantos de rocas metasedimentarias, metavolcánicas, fragmentos de rocas graníticas, calizas, areniscas y pedernal. El material cementante es arcillo – calcáreo y su color rojo se debe a la descomposición de los silicatos ferrromagnesianos, de las rocas volcánicas de la Formación Chilitos (Betsco, 2004).

Asimismo, la unidad clasificada como brecha sedimentaria, que se encuentra constituida por fragmentos de areniscas, lutitas calcáreas y calizas, en su mayoría angulosos a subangulosos, aflora en el Cerro Proaño, cercano a la ciudad de Fresnillo, en donde su espesor se estima mayor a 300 m (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

La actividad volcánica terciaria originó considerables volúmenes de tobas riolíticas y riolitas. Estas rocas están expuestas ampliamente al Noroeste de la zona en la Sierra de Fresnillo; las tobas riolíticas constituyen un potente paquete, en el que se han diferenciado hasta cuatro tipos de rocas de acuerdo con características

texturales, y cuyo espesor es mayor a los 500 m. A partir de la datación de K-Ar se le determinó una edad de 33.6 millones de años, perteneciente al Oligoceno. Las riolitas están constituidas por fenocristales de cuarzo, biotita y feldespato contenidos en una matriz afanítica con textura fluidal, también se encuentran vidrios volcánicos; el espesor de esta unidad es del orden de 50 a 100 m (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

Durante el Plioceno y principios del Cuaternario, se depositó un conglomerado que aflora al este de la ciudad de Calera. También se presentan depósitos lacustres y basaltos del Pleistoceno. Estos últimos, afloran en la porción Norte y en el Cerro El Pardillo, en las cercanías de la comunidad Santiaguillo. El aluvión cubre la parte central de la zona (Betsco, 2004).

Tectónicamente, los rasgos estructurales son del Cenozoico (Figura II.2), y están relacionados, con la formación de una caldera y con una fase tectónica distensiva, que originó sierras y valles en esta región. El centro volcánico desarrollado en Zacatecas corresponde a una caldera resurgente, cuyos principales rasgos estructurales que se distinguen son un sistema concéntrico y radial de fracturas, dos episodios de colapso isométrico y tres episodios de levantamiento (CONAGUA, 2002, Nuñez, 2003, Betsco, 2004).

Las sierras de Zacatecas y Fresnillo, en su conjunto, son la expresión fisiográfica de pilares tectónicos; y los valles adyacentes, corresponden a fosas tectónicas originadas por una fase distensiva ocurrida a finales del Terciario y principios del Cuaternario, cuyas fallas normales presentan una orientación general Norte – Sur, y posteriormente, rellenadas por depósitos aluviales intercalados con material tobáceo (Betsco, 2004).

II.5. Hidrología superficial

La zona de la Cuenca Hidrológica de Calera, donde se ubica el Lago de Santa Ana, forma parte de la Región Hidrológica No. 37. Esta región, está integrada por los estados de San Luis Potosí y Zacatecas, y por los municipios de Charcas, SLP., Santo Domingo, SLP., Villa de Ramos, SLP., Cañitas de Felipe Pescador, Zac., Calera, Zac., Francisco R. Murguía, Zac., Fresnillo, Zac., General Enrique Estrada, Zac., Guadalupe, Zac., Morelos, Zac., Pánuco, Zac., Vetagrande, Zac. y Villa de Cos, Zac., (Figura II.3). Se localizan algunos cuerpos de aguas superficiales como la laguna Santa Clara en San Luis Potosí; y las lagunas Santa Ana, Sedano y San Juan de Ahorcados en Zacatecas (Betsco, 2004, Nuñez, 2003).

A continuación se muestra la descripción de los principales rasgos hidrográficos de cada uno de los municipios que conforman el acuífero Calera, Zacatecas.

- Hidrografía de Fresnillo, Zacatecas. En este municipio de sur a norte corre el río Aguanaval; el aprovechamiento de aguas subterráneas se encuentra en la cuenca del mismo. Tiene una infraestructura hidráulica de pozos para uso agrícola, doméstico, abrevadero, de servicio público y urbano. Asimismo cuenta con las

presas: Leobardo Reynoso, en la comunidad de Trujillo, con un almacenamiento útil de 115,500,000 m³ que beneficia los poblados de Trujillo, San Jerónimo y Tapias; Santa Rosa, con un almacenamiento de 13,750,000 m³ Cabrales, con una capacidad de 6,250,000 m³, para beneficio de las comunidades de Cabrales, Boca del Río Chico, y Rincón de la Florida; El Ahijadero, con un total de 3,750,000 m³, La Bomba, con una capacidad de 1,900,000 m³, La Casimira, con un total de 900,000 m³, beneficia al poblado de San Juan de la Casimira; Los Hornillos, con una capacidad de 650 000 m³, para la comunidad de Los Hornos; Guadalupe de Trujillo, con 650,000 m³ satisface las necesidades del ejido Guadalupe de Trujillo y Altamira, que beneficia al ejido Rancho Grande (Betsco, 2004, Nuñez, 2003).

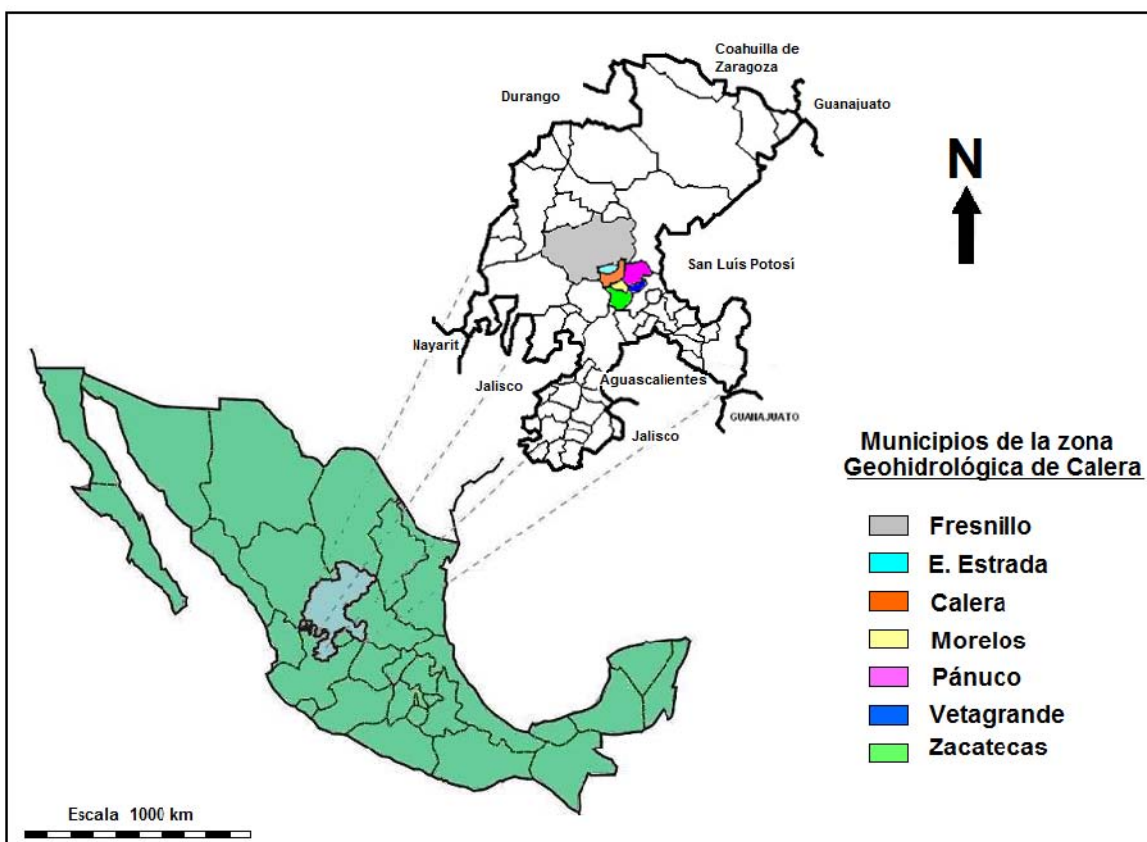


Figura II.3.- Municipios que comprende la Cuenca de Calera (Betsco, 2004).

- Hidrografía de Calera de Víctor Rosales, Zacatecas. Este municipio se encuentra en la cuenca de aprovechamiento de aguas subterráneas de Calera, la cual esta sometida a explotación intensiva; tiene una infraestructura hidráulica de pozo para uso agrícola, de abrevadero, domiciliario e industrial, también cuenta con las presas Tanque del Dinero, Calera y Bordo Toribio; una de ellas de 1,493,000 m³, ésta se encuentra a seis kilómetros, de la cabecera municipal.

- Hidrografía de Morelos, Zacatecas. Este municipio se encuentra en la cuenca Fresnillo-Zacatecas, no teniendo corrientes de aguas superficiales y el aprovechamiento de aguas subterráneas se encuentra en la cuenca de Calera que esta sometida a una explotación intensiva, la infraestructura hidráulica del municipio es de pozos para uso agrícola, industrial y de servicios, uno de abrevadero y uno domiciliario (Gaytán et al., 2008)..
- Hidrografía de Pánuco, Zacatecas. Las corrientes de aguas superficiales sólo tienen caudales en épocas de lluvias; las aguas subterráneas se encuentran sometidas a una explotación intensiva en la cuenca de Chupaderos; posee una infraestructura hidráulica de pozos para uso agrícola, abrevadero y uso doméstico.
- Hidrografía de Enrique Estrada, Zacatecas. Las corrientes superficiales no son de importancia, puesto que únicamente tienen caudal en época de lluvias, cuenta con una infraestructura hidráulica de las presas, El Peñasco y Arroyo de Enmedio con capacidad de 3,250,000 m³, que se encuentra localizada en la cuenca del arroyo de Enmedio tiene pozos profundos de uso agrícola y para abrevadero (Betsco, 2004).

Considerando que el lago de Santa Ana es el cuerpo de agua superficial más importante de la cuenca de Calera donde escurre el 86.5% del total del agua superficial de la cuenca de Calera. Denominaremos en adelante “La cuenca del lago de Santa Ana” a la zona de estudio de este trabajo de investigación.

La cuenca del lago de Santa Ana es endorreica, caracterizada exclusivamente, por el flujo de corrientes intermitentes, en donde el agua se evapora rápidamente a consecuencia del sistema de drenaje interno, debido a que en ella predominan las condiciones de aridez. Las corrientes constituyen una red hidráulica de tipo dendrítico, de poca densidad, desarrollada en pendientes moderadas a suaves, con la excepción de algunos afluentes, que nacen en terrenos abruptos de las serranías de Zacatecas y Fresnillo. Se observa que en el flanco oriente de la cuenca, se presentan seis corrientes principales que descienden del costado occidental de la Sierra de Zacatecas, con longitudes que van de 5 a 13 kilómetros y orientaciones preferentes NW 50° SE y NW 75° SE. Las corrientes alojadas en el flanco occidental de la cuenca, ascienden a 14, tienen longitud variable de cuatro a 27 kilómetros y el rumbo promedio fluctúa de NE 60° SW a NE 75° SW. Se observa por otra parte que no obstante las diferentes clases de litologías por donde transitan los arroyos, estos mantienen prácticamente inalterable su configuración natural de drenaje dendrítico y paralelo. Los principales arroyos son: La Joya, Las Pilas, Tinajas, Muleros, Carrizalillo, Calera, Corralitos, Arroyo de Enmedio, El Bordo, La Boquilla, La Patrona, El Tepetate, Estanzuela, Prieto y el Arroyo Plateros, los cuales desembocan en un lago endorreico somero con sedimentos salinos debido al constante proceso de concentración y evaporación (mineralización), conocido como “laguna de Santa Ana”, localizada aproximadamente a 13 kilómetros al noreste de la Ciudad de Fresnillo (Nuñez, 2003).

Está delimitado al Este y Oeste por pilares tectónicos constituidos principalmente por rocas de las formaciones Zacatecas y Chilitos, del Triásico y Jurásico respectivamente; asimismo, las rocas metamórficas de la Formación Zacatecas constituyen la frontera sur del acuífero. Al Norte queda delimitado por las andesitas de la Formación Chilitos y por las rocas volcánicas ácidas del Terciario.

Los principales sistemas de topofomas que se observan son: una llanura aluvial delimitada al Norte, al Este y Oeste por lomeríos, al Sur se distinguen abanicos aluviales con lomeríos, y al Sureste los rasgos corresponden a sierras bajas y lomeríos.

Los principales sistemas montañosos son la Sierra de Fresnillo, localizada en la parte Noroccidental del área de estudio y que presenta elevaciones máximas de 2,850 msnm; y la Sierra de Zacatecas, ubicada al oriente de la zona, con elevaciones máximas de 2,700 msnm.

Las menores elevaciones dentro de ésta zona, se localizan en la parte norte de la cuenca donde se ubican dos cuerpos de aguas superficiales con elevaciones de 2050 msnm, que constituyen los puntos de descarga natural de las corrientes superficiales que se generan en la zona producto de la precipitación, denominados lagunas de Santa Ana y Sedano, cuya localización dentro de los límites de la zona geohidrológica de Calera, le dan esa característica de cuenca endorreica (Nuñez, 2003).

II.6. Hidrología subterránea

La zona geohidrológica de Calera se localiza en la porción media del estado de Zacatecas; ocupa los siguientes municipios: Gral. Enrique Estrada y Morelos y parcialmente los de Calera, Fresnillo, Pánuco, Veta Grande y Zacatecas.

La zona se encuentra densamente poblada, los principales centros de población están concentrados en las cabeceras municipales, existiendo además, poblaciones importantes como son: Plateros, Morfín Chávez, Santiaguillo, ubicadas en la porción Norte; Hidalgo, Ramón López Velarde de la parte centro; y Francisco I. Madero de la porción Sur.

Geográficamente la cuenca geohidrológica de Calera se localiza dentro de la poligonal cuyos vértices se enlistan a continuación (CONAGUA, 2002).

Tabla II.1.- Localización de la cuenca geohidrológica de Calera.

VÉRTICE	LONGITUD OESTE			LATITUD NORTE		
	Grados	Minutos	Segundos	Grados	Minutos	Segundos
1	102	38	31.2	23	20	6
2	102	38	20.4	23	13	37.2
3	102	36	36	23	13	4.8
4	102	35	52.8	23	8	56.4
5	102	30	0	23	1	48
6	102	31	15.6	22	46	22.8
7	102	33	43.2	22	41	20.4
8	102	34	8.4	22	40	1.2
9	102	34	19.2	22	39	50.4
10	102	36	28.8	22	41	49.2
11	102	41	6	22	44	27.6
12	102	45	18	22	44	52.8
13	102	47	16.8	22	43	33.6
14	102	48	10.8	22	44	45.6
15	102	48	0	22	47	31.2
16	102	52	30	22	55	37.2
17	102	58	8.4	23	2	24
18	102	56	45.6	23	9	25.2
19	102	53	9.6	23	10	26.4
20	102	52	55.2	23	12	0
21	102	55	4.8	23	15	28.8
22	102	55	1.2	23	17	34.8
23	102	49	55.2	23	20	34.8
24	102	47	45.6	23	23	31.2
25	102	48	43.2	23	28	26.4
26	102	40	4.8	23	24	21.6
1	102	38	31.2	23	20	6

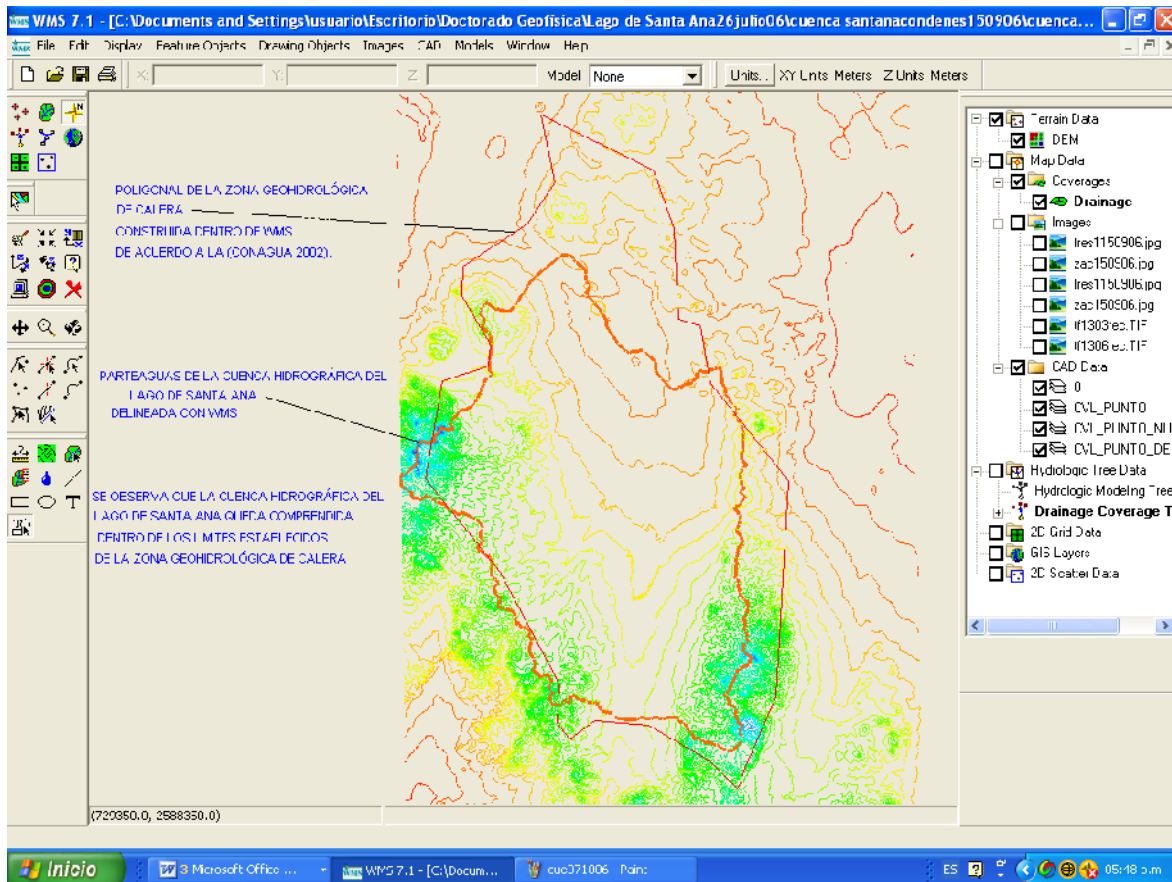


Figura II.4.- Poligonal del acuífero de Calera según (CONAGUA, 2002) y límites de la cuenca del lago de Santa Ana calculados con el programa WMS. (WMS, 2006).

Los límites de la zona geohidrológica coinciden en su mayor parte con el parteaguas que delimita una cuenca superficial y subterráneamente cerrada (CONAGUA, 2002), (Figura. II.4).

Tiene forma alargada, con orientación Norte – Sur. Longitudinalmente mide 46 km, su ancho medio es de 20 km, disminuyendo hacia el Sur y aumentando hacia el norte. Está delimitado al Este y Oeste, por pilares tectónicos constituidos principalmente por rocas de las formaciones Zacatecas y Chilitos, del Triásico y Jurásico respectivamente; asimismo, las rocas metamórficas de la Formación Zacatecas, constituyen la frontera sur del acuífero. Al Norte, queda delimitado por las andesitas de la Formación Chilitos y por las rocas volcánicas ácidas, del Terciario.

Los estudios geofísicos y perforaciones directas realizadas, muestran que el acuífero es de tipo libre o no confinado, aunque presenta, localmente, cierto grado de semiconfinamiento, debido a intercalaciones de estratos arcillosos. Las

profundidades de basamento son del orden, de los 500 m en su porción central (CONAGUA, 2002).

Los cortes litológicos (Figura II.5), muestran, que el acuífero esta formado, en la parte inferior, por un conglomerado polimígtico, predominando fragmentos de riolita y cuarzo, con cementante arcilloso. Sobreyacen, tobas redepositadas que varían de arcillosas a arenosas y en la parte superior, se tienen gravas y arenas medianamente cementadas intercaladas con depósitos lacustres (CONAGUA, 2002).

II.6.1. Modelo conceptual hidrogeológico

El acuífero de Calera, se encuentra ubicado en una cuenca de origen tectónico, en el valle del mismo nombre, al noroeste de la ciudad de Zacatecas y sureste de la ciudad de Fresnillo. Es uno de los acuíferos, más grandes del estado (Figura II.4).

En la zona de estudio, se encuentran aflorando rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, las cuales de acuerdo a su origen y proceso de alteración al que han estado sometidas, presentan diferentes grados de permeabilidad.

Los límites de la zona geohidrológica coinciden con el parte-aguas, que delimita una cuenca superficial y subterráneamente cerrada (Figura II.4). La recarga del acuífero proviene de la precipitación pluvial que se realiza sobre las sierras y lomeríos, la cual se infiltra y alimenta por flujo subterráneo horizontal al acuífero. Se efectúa también, por los escurrimientos intermitentes de arroyos formados, en las partes altas y que al llegar al contacto con los materiales granulares, parte de esta agua se infiltra.

Otro aspecto importante, es la infiltración de agua que se precipita sobre el mismo valle y por cauces de arroyos que escurren torrencialmente alimentando, por flujo vertical al acuífero. Un volumen importante proviene de los retornos de riego por bombeo.

En condiciones no alteradas, la descarga debió de efectuarse a través de manantiales, por evapotranspiración en zonas con niveles someros y por flujo horizontal, hacia las lagunas formadas en la porción norte de la cuenca, donde una parte del agua almacenada se perdía por evaporación. En la actualidad la descarga se realiza de manera artificial por bombeo de pozos y norias y de manera natural, un volumen pequeño esta siendo drenado por flujo subterráneo hacia las lagunas Santa Ana y Sedano (CONAGUA, 2002).

La dirección preferencial del flujo subterráneo es de Sur a Norte, en las porciones este y oeste, dentro de los límites con las sierras y lomeríos, las líneas equipotenciales de elevación del nivel estático, se presentan ligeramente paralelas a estas, convergiendo en el centro del valle para continuar con dirección Norte, hacia las lagunas Santa Ana y Sedano.

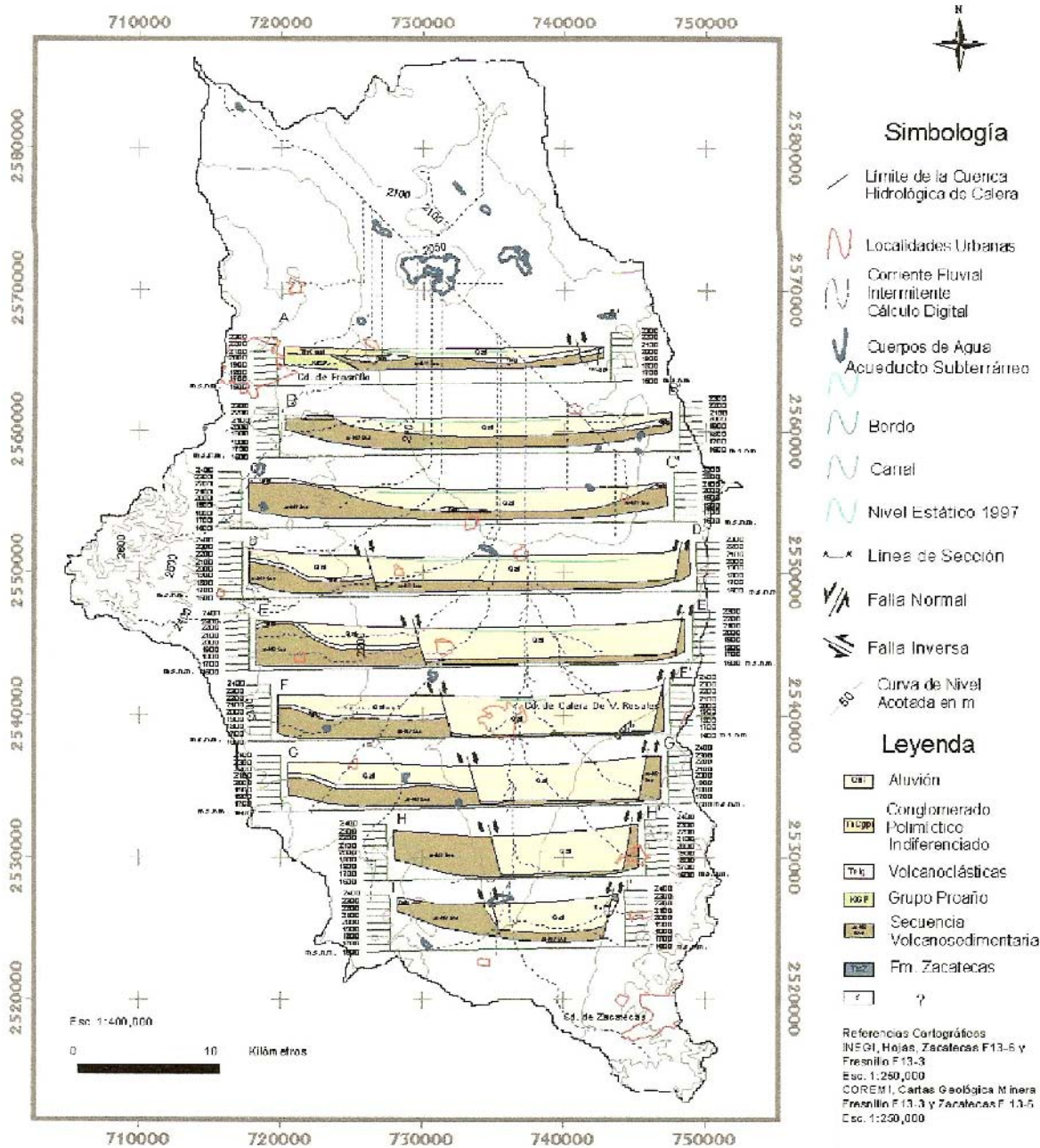


Figura II.5.- Cortes geológicos del acuífero de Calera (Núñez, 2003).

II.6.2. Parámetros hidrogeológicos

De acuerdo con el documento de *Determinación de la disponibilidad de agua en el Acuífero Calera* (CONAGUA, 2002), las características hidráulicas del acuífero se determinaron mediante la interpretación de 43 pruebas de bombeo de corta duración, en su etapa de abatimiento y recuperación, las cuales fueron realizadas, durante los diferentes estudios geohidrológicos efectuados con anterioridad.

Hacia el Oriente, Occidente y Sur de la zona, se presentan valores de $0.50 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$, incrementándose hacia el Norte, donde se definen curvas con valor de $2.5 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$; mientras que al Oriente entre las comunidades de Ramón López Velarde y Santa Rita, se registran valores, de $5.0 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$.

Para el caso del coeficiente de almacenamiento, considerando el tipo y características de los materiales que constituyen el subsuelo de la región, se adaptó un valor de 0.13, el cual se ubica dentro del rango para acuíferos libres. Este mismo valor fue utilizado durante el estudio de actualización del modelo matemático de simulación, realizado por la Comisión Nacional del Agua, en 1997.

II.6.3. Piezometría

En relación con las curvas de igual profundidad del nivel estático, se tiene, en la porción norte del valle de Calera, profundidades del orden de 20 m; hacia el centro de la zona, donde existe la mayor concentración de pozos, las profundidades varían, de 40 a 50 m, incrementándose hacia ambos flancos del acuífero hasta 60 m (Figura II.6).

Para las curvas de igual elevación, en la porción Sur, se define una equipotencial de 2,170 msnm, a la altura de la población Los Gringos, disminuyendo hacia la porción Centro-Norte hasta la equipotencial 2,040 msnm, para describir una red de flujo subterráneo con dirección preferencial Sur-Norte. Cabe señalar que se observa una deformación del esquema de flujo entre las poblaciones de Llano Blanco del Norte, Las Catarinas, Santiaguillo, Santa Ana, Hidalgo y Ramón López Velarde, originado por la alta concentración del bombeo.

En el periodo de enero de 1980 a enero de 1994, se presentaban abatimientos mínimos de 5 m, en los bordes del acuífero: en la porción Norte, en las cercanías de los poblados Morfín Chávez, Santa Ana, Santiaguillo, Las Catarinas; y en la parte Sur, por las comunidades Los Gringos, Enrique Estrada y Pozo de Gamboa. Descensos mayores, se registran en la porción Centro - Norte del valle donde alcanzan valores hasta de 15 m provocados por la alta concentración del bombeo; bajo estas consideraciones, el ritmo de abatimiento medio anual para este periodo es de 0.40 a 1.15 m.

En cuanto al Censo de aprovechamientos hidráulicos subterráneos, en 1992, la CNA tenía en existencia de 1,190 aprovechamientos activos, de los cuales 868 son pozos y 322 norias; existiendo además 198 obras fuera de operación. De los aprovechamientos activos, 1081 son utilizados con fines agrícolas, 59 público urbano, 36 doméstico abrevadero, y 14 son utilizados en actividades industriales; con los cuales, se viene explotando un volumen del orden de 125 Mm³/año.

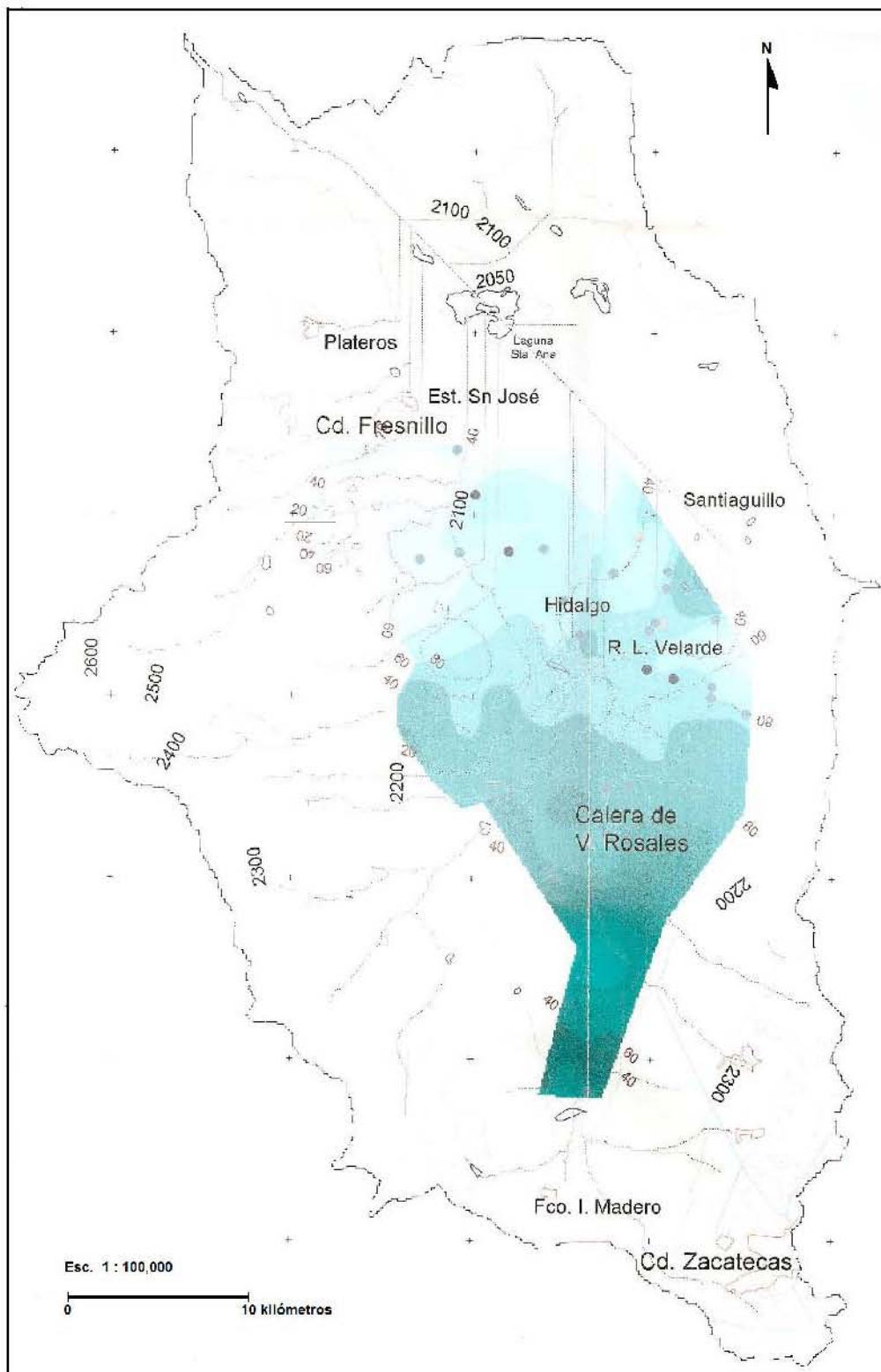


Figura II.6.- Piezometría y zona de concentración de pozos en el acuífero de Calera (área azul), (Núñez, 2003).

II.8. Usos de suelo y vegetación

La zona de estudio comprende 177,810 ha las cuales están dedicadas principalmente a la agricultura de riego por medio de pozos profundos, algunos bordos y en menor escala se tiene la agricultura de temporal, el uso pecuario ocupa la parte norte de la zona donde se ubica la laguna de Santa Ana.

Tabla II.2.- Uso de suelos en la cuenca del Lago de Santa Ana de la Figura II.8.

Uso	Superficie (ha)	% Superficie
Tierras urbanizadas o urbanizadas combinadas	2 724.3	1.53
Tierras de cosecha y pastura	69 029.4	38.82
Tierras de temporal y otras tierras agrícolas	56 195.3	31.61
Huertos, arboledas, invernaderos, viñedos y áreas de horticultura ornamental	598.0	0.34
Campos de hierbas	2 314.3	1.30
Campos de diferentes pastos o conformados por diferentes extensiones de tierra	42 172.7	23.72
Tierras forestales con hojas siempre verdes	2 224.3	1.25
Tierras forestales combinadas	1 959.7	1.10
Llanos salinos	592.0	0.33
Totales	177 810.0	100.00

La vegetación que existe varía de acuerdo a la ubicación que tiene esta, con respecto a la zona norte, lugar donde confluye el agua drenada, se observa una asociación especial de vegetación que corresponde a la llamada halófitas, asociada con matorral espinoso y nopalera que es típica de ésta región, también se tiene pastizal natural en ésta parte que es la más baja de la zona.

En las partes altas de las cuencas adyacentes a la zona de estudio se observan asociaciones de Chaparral, Matorral espinoso y Nopalera, distinguiéndose en cuanto a cantidad de pastizal natural.

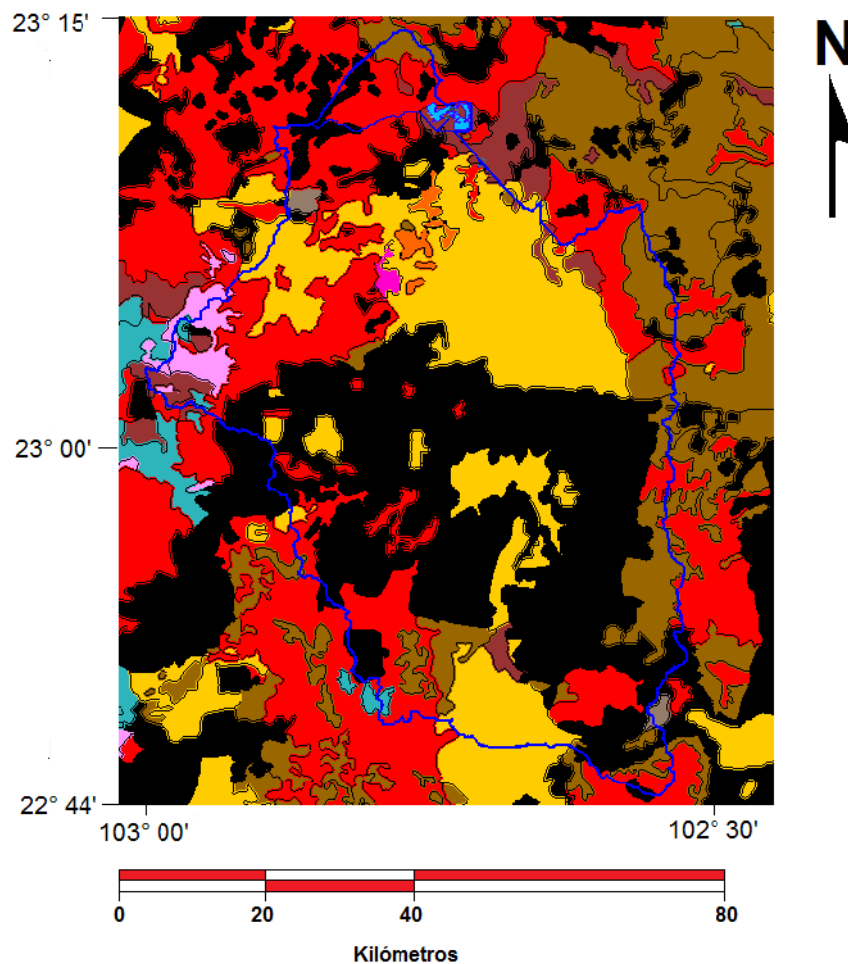


Figura II.8.- Usos de suelo en la zona de estudio (SPP, 1981).

Simbología

- Tierras Urbanizadas O Urbanas Combinadas.*
- Tierras De Cosecha Y Pastura.*
- Huertos, Arboledas, Viñedos, Invernaderos Y Áreas De Horticultura Ornamental.*
- Otras Tierras Agrícolas.*
- Campos De Hierbas.*
- Campos De Diferentes Pastos O Conformados Por Diferentes Extensiones De Tierra.*
- Tierras Forestales Con Hojas Siempre Verdes.*
- Tierras Forestales Combinadas.*
- Llanos Salinos*

II.9. Principales actividades económicas

La actividad de mayor importancia en la región es la agricultura de riego y temporal, siendo los principales cultivos: el chile, maíz, ajo, cebolla, frijol, y forrajes (INEGI 2000, INEGI 2004) otras actividades son la explotación y beneficio de minerales (COREMI 1991, COREMI 1998a y COREMI 1998b), la ganadería y la

industria y el comercio. Las principales actividades económicas por municipio donde se ubica la cuenca del lago de Santa Ana, se resumen en la Tabla II.3. Cabe mencionar que la cuenca del lago de Santa Ana no comprende a los municipios en su totalidad de superficie, sino porciones de ellos.

Tabla II.3.- Resumen de las principales actividades económicas que se desarrollan en los municipios donde se ubica la cuenca del Lago de Santa Ana.

Municipio	Agricult.ura ha	Ganadería		Industria	Minería*** (Toneladas)				
		mayor	menor		oro	plata	plomo	cobre	zinc
Fresnillo	152491	Libre pastoreo		Mediana**	765.6	969491	8653	269	9517
Calera	22991	21211	16493	Formal*	-	-	-	-	-
E. Estrada	5397	14236	10957	-	-	-	-	-	-
Morelos	16000	-	-	Mediana**	2.8	83103	8030	1698	79967
Pánuco	23743	6042	20661	Mediana**	0.1	45283	-	-	.
Vetagrande	12429	7000	13055	-	52.5	221444	26	4	57753
Zacatecas	11037	-	-	Mediana**	39.7	9880	21	8	-

* Industria formal con naves industriales: fábricas de pisos, refrescos y cervezas, muebles, tubos, envases, jugos.

** Industria mediana: Empacadoras de carnes, pasteurizadoras, deshidratadoras de chiles, empacadoras de frutas.

*** Datos tomados del anuario estadístico del estado de zacatecas, (INEGI. 2004)

SECCIÓN III. Balance hídrico

III.1. Introducción

Los componentes de entrada y salida del balance hídrico, de un lago o reservorio depende de los elementos batimétricos del lago, clima, hidrología, geología y de factores antropogénicos (de Anda et al., 1998). La ecuación de balance de un lago, puede ser desarrollada a partir de la ecuación de continuidad. Esta ecuación de continuidad, está gobernada por el principio de conservación de la materia, la cual es descrita por el equilibrio entre las entradas y salidas de agua, como sigue (Awulachew, 2006a, 2006b):

$$V_{en} - V_{sal} + P - E - \Delta S = 0 \quad (III.1)$$

Donde:

V_{en} = Volumen de entrada del flujo superficial y subsuperficial, m³.

V_{sal} = Volumen de salida del flujo superficial y subsuperficial, m³.

P = Volumen de precipitación, m³.

E = Volumen de evaporación, m³.

S = Cambio en el volumen de almacenamiento, m³.

Alternativamente, los parámetros pueden ser definidos en términos de la profundidad del agua. En una situación ideal, las variables de la ecuación de balance hídrico, pueden ser calculadas separadamente, proveyendo una solución aproximada. Sin embargo, considerando el término del error (δ), la ecuación III.1, puede ser reescrita como sigue (Awulachew, 2006a, 2006b):

$$V_{in} - V_{out} + P - E - \Delta S \pm \delta = 0 \quad (III.2)$$

Procedimiento de solución

Las ecuaciones de balance hídrico, como están escritas arriba pueden ser usadas para calcular y simular, el volumen, área y profundidad del agua o estimar otros componentes del balance hídrico. El propósito del balance es simular el nivel del agua en el lago y calcular el volumen, área y su variabilidad temporal, en intervalos de tiempo. Con los niveles de agua determinados, se obtendrán las curvas elevación-volumen o elevación-área o elevación-capacidad del lago. El procedimiento de simulación basado en la profundidad será empleado en este estudio, y está descrito a continuación (Awulachew, 2006a, 2006b):

1. Cálculo de los parámetros iniciales, área y volumen a partir de la profundidad inicial, como condiciones de frontera.
2. Asumir una profundidad media para el periodo de tiempo i , $A_{m,i} = A_{1,i}$, donde $A_{1,i}$ = área inicial del lago.
3. Calcular el cambio de la profundidad (Z_i):

$$\Delta Z_i = \frac{(PF \cdot p - EF \cdot e)A_{1,i} + V_{en,i} - V_{sal,i}}{A_{m,i}} \quad (III.3)$$

Donde:

$A_{1,i}$ = área del lago para el cálculo de la precipitación y evaporación, p y e , la precipitación y evaporación respectivamente, PF y EF son los factores de corrección de la precipitación y la evaporación respectivamente, los cuales son usados para ajustar la precipitación y evaporación en los lagos.

La profundidad, al final del intervalo de simulación es:

$$Z_{2,i} = Z_{1,i} + \Delta Z_i \quad (III.4)$$

4. Calcular el área al final del intervalo de tiempo i , ($A_{2,i}$), desde el área de la curva de elevación.

$$A_{m,i} = \frac{A_{1,i} + A_{2,i}}{2} \quad (III.5)$$

5. Repetir los pasos 3 y 4 hasta obtener una aproximación razonable, de Z .
6. Calcular el volumen $V_{2,i}$, al final del intervalo de tiempo i , utilizando la curva de capacidad de almacenamiento.
7. Se repetirá el procedimiento para el siguiente intervalo, $Z_{1,i+1}$, $A_{1,i+1}$, $V_{1,i+1}$ están descritos por $Z_{2,i}$, $A_{2,i}$, $V_{2,i}$.

Condiciones de frontera

Como el balance hídrico en el lago de Santa Ana requiere el escurrimiento de la cuenca en la variable V_{en} en la ecuación (III.1), debe desarrollarse una estrategia para estimarlo. Esto requiere determinar las condiciones de la cuenca natural y la cuenca modificada.

Los sistemas modernos de software basados en Sistemas de Información Geográfica (SIG), permiten procesar datos digitales espaciales y utilizarlos para el desarrollo de estudios de modelación hidrológica. Para este estudio el paquete Watershed Modeling System® (WMS, 2006), fue elegido por su capacidad para procesar datos digitales de elevación, uso de suelos y geología, que están disponibles para este estudio (Mustafa et al., 2005). Los límites de la cuenca natural del lago de Santa Ana, fueron determinados usando el programa WMS a partir de los datos topográficos de los modelos de elevación digital (med), del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), a escala 1:50,000 (INEGI, 2003).

Los límites físicos del lago, fueron obtenidos a partir de la batimetría del mismo. Debido a la poca profundidad del lago, la batimetría fue obtenida por medición directa de la profundidad con una regla graduada en centímetros y un aparato de posicionamiento global (GPS). Los datos obtenidos fueron cargados en una base de datos y procesados en el programa AutoCAD® (2005). Esta información fue utilizada para el programa WMS.

Cambios en las condiciones de frontera

En los últimos años, la cuenca del lago de Santa Ana ha estado sometida a cambios significativos en sus límites hidrográficos debido a la construcción de 169 km de drenes fuera de la cuenca natural del lago, en el periodo de 1973-1979. El propósito de estos drenes fue para proteger de inundaciones a las parcelas de riego ubicadas en la cuenca, durante la temporada de lluvias anuales y descargar el exceso de agua en el lago de Santa Ana, ampliando significativamente los límites de la cuenca y creando nuevas fuentes de escurrimiento en el lago. Adicionalmente a partir del año de 1979, las descargas de aguas residuales de la ciudad de Calera y las comunidades de Ramón López Velarde y Francisco I. Madero fueron descargadas en el lago a través del dren. A partir de finales del 2005, la compañía cervecera Modelo vierte también, sus aguas residuales en el lago de Santa Ana.

Para estimar las contribuciones adicionales del escurrimiento superficial aportado por los drenes, se realizó el levantamiento de su ubicación con un GPS y posteriormente se incorporó a la base de datos del programa WMS. Este programa permite la incorporación de estructuras hidráulicas y calcula las modificaciones de los límites en la cuenca ocasionadas por éstas estructuras.

La determinación de los límites de la cuenca del lago de Santa Ana, al aplicar el modelo WMS se muestran en la Figura III.1.

Esta Figura describe las dos subcuencas que contribuyen al escurrimiento total en el lago de Santa Ana, denominadas, cuenca natural (previa a la construcción de los drenes), la cual corresponde a la superficie de la subcuenca considerando los escurrimientos naturales que descargan en el lago; sin tomar en consideración los drenes que se construyeron en el periodo de 1973-1979. La otra subcuenca

corresponde a la superficie drenada por la construcción de los drenes, produciendo con ello un incremento en el área original. El área de la cuenca natural fue de 156.83 km² (sin la conexión de los drenes), y la modificada una superficie de 1621.27 km² (con la conexión de los drenes). De esta forma, la extensión real total de la cuenca del lago es de 1778.10 km². El cálculo de las superficies y la delimitación de los parteaguas de las subcuencas, fue obtenido con la aplicación del modelo WMS, a partir de los modelos de elevación digital obtenidos del INEGI 2003, a escala 1:50,000 y con la introducción de la ubicación de los datos de los drenes.

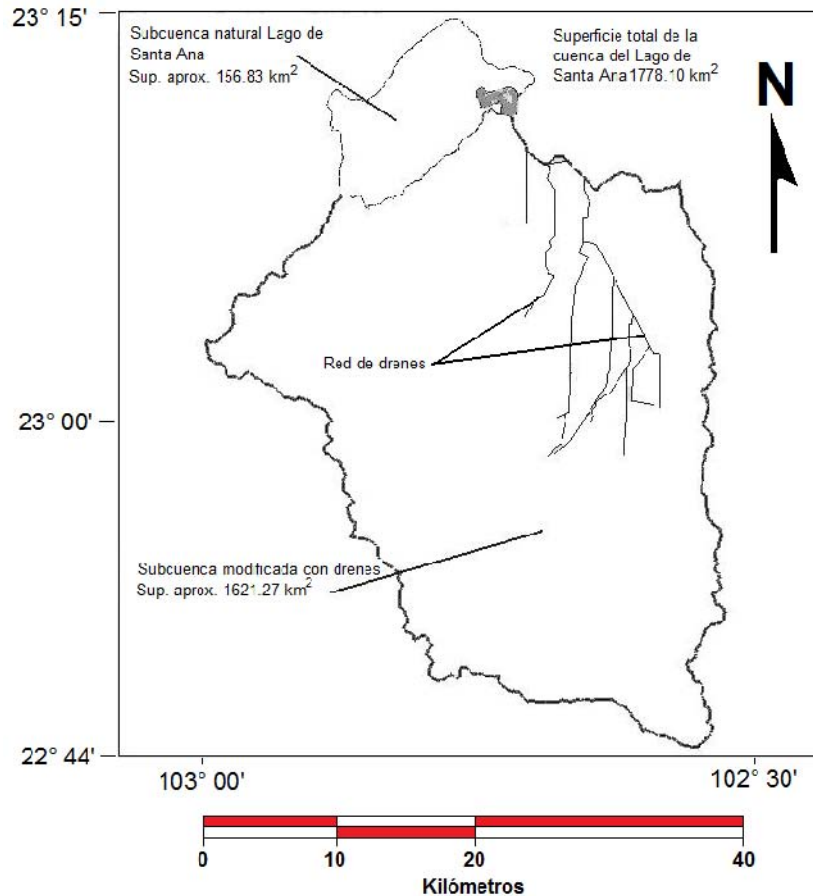


Figura III.1.- Límites de la cuenca de Santa Ana utilizando WMS

III.2. Metodología

El concepto de balance hídrico, se deriva del concepto de balance en las áreas de contabilidad administrativa, es decir, el equilibrio entre todos los recursos hídricos que ingresan al sistema y los que salen del mismo, en un intervalo de tiempo determinado. Sintéticamente puede expresarse por la fórmula (Linsey *et al.*, 1992; Aparicio, 2001):

$$Estado_{t+1} = Estado_t + \left[\sum_{i=1}^N (Entrada_i) \right]_t - \left[\sum_{j=1}^M (Salida_j) \right]_t \quad (111.6)$$

Basándose en trabajos realizados en lagos subtropicales para la determinación del balance hídrico del lago de Santa Ana se tomará en cuenta los siguientes factores abióticos, en el límite geográfico de la cuenca (Rushton, 1996; de Anda *et al.* 1998; Ortiz-Jiménez *et al.*, 2005):

- ◆ Precipitación
- ◆ Escurrimiento superficial
- ◆ Infiltraciones al subsuelo
- ◆ Evaporación en el lago
- ◆ Evapotranspiración en la cuenca

Igualmente, en el balance serán considerados los siguientes factores antropogénicos:

- ◆ Modificación del régimen natural de escurrimiento de la cuenca
- ◆ Extracción de agua subterránea
- ◆ Extracción de agua superficial

Para tener conocimiento de la calidad del agua en el lago, se consideraran los parámetros de calidad del agua mínimos propuestos en la literatura internacional para la preservación de hábitats acuáticos, realizando para ello:

- ◆ Análisis de calidad del agua en fuentes puntuales de contaminación
- ◆ Monitoreo de calidad del agua en el interior del lago, en 8 estaciones predefinidas

III.2.1. Precipitación

Con la finalidad de conocer cuál ha sido la variación temporal de la precipitación en la cuenca, se realizarán las siguientes actividades:

- Recopilar la información de temperatura, precipitación, evaporación, entre otras variables hidroclimáticas, para el periodo 1963-2006 de las estaciones meteorológicas de la Comisión Nacional del Agua, (CONAGUA) localizada en las poblaciones de Fresnillo y Calera.
- Estimar la distribución espacial de la precipitación, mediante el uso de la técnica de polígonos de Thiessen (Pizarro *et al.*, 2003).
- Analizar la precipitación anualmente durante los periodos de lluvias y estiaje.

- Utilizar el modelo *Hydrologic Modeling System* (HEC-HMS, 2006) con datos de precipitación promedio de 24 horas, para realizar las simulaciones continuas para los lapsos de tiempo propuesto.

III.2.2. Escurrimiento

Para la estimación del escurrimiento se procederá como se describe a continuación:

- Realizar el levantamiento topográfico del lago de Santa Ana en una cuadrícula aproximada de 100X100m, construyendo un plano de curvas de nivel, a cada 10 cm y construir las curvas elevación-área y elevación-volumen del lago para conocer su capacidad de almacenamiento.
- Recopilar la información topográfica de los medes, edafológica, uso y tipo de suelo, del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI).
- Recopilar la información de las actividades antropogénicas, que impactan en el uso de suelo en el área de estudio.
- Medir los volúmenes de aguas residuales que ingresan al lago.
- Utilizar el *Watershed Modeling System* (WMS, 2006) para delimitar la cuenca, ubicar los escurrimientos superficiales y las características geométricas de la cuenca
- Utilizar el HEC-HMS (2006), para terminar de construir el modelo de la cuenca del lago de Santa Ana, agregando los datos de precipitación de cada 24 horas y de las características de humedad antecedente para realizar las simulaciones continuas y obtener los hidrogramas de escurrimiento en los periodos propuestos de lluvia y estiaje (Linsey *et al.*, 1992; Daniil *et al.*, 2005, Chin, 2006).
- Calibrar los resultados de los escurrimientos obtenidos con el modelo HEC-HMS (2006) vía comparación con la volumetría del lago para el periodo estudiado.

III.2.3. Infiltración

Para la Infiltración se realizarán pruebas con permeámetros de carga constante en suelos representativos de la cuenca y mediante la Ley de Darcy, calcular la conductividad hidráulica de los mismos (Kalbus *et al.*, 2006; Aoki y Sereno 2005). Los resultados obtenidos serán parámetros en el modelo construido con HEC-HMS (2006), y servirán para calibrar los resultados de los volúmenes de escurrimiento, obtenidos con este paquete de computo.

III.2.4. Evaporación

Con relación a la evaporación se medirá en las inmediaciones del lago por medio de evaporímetros y se realizarán los ajustes, por el tamaño de las charolas (Mosner y Aulenback, 2003; Rivas y Caselles, 2004; Gökbülak y Özhan, 2006).

III.2.5. Evapotranspiración

Se estimará la evapotranspiración potencial a partir de la información meteorológica, cultivos predominantes en la zona de estudio y de las características físicas, geológicas y de textura del suelo (Sumnera y Jacobs, 2005).

III.2.6. Uso del agua superficial

Para conocer las modificaciones, que los escurrimientos naturales han tenido en la cuenca, derivados de la construcción de los drenes, se recopilará la información de los mismos ubicándolos por medio de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS), con esta información se construirá un plano en AutoCAD® (2005) y se importará dentro del WMS (2006), para encontrar los nuevos parteaguas de la cuenca, que dan origen a la denominada cuenca modificada, en este estudio.

Con el modelo de cuenca exportado del WMS y terminado de construir en HEC-HMS 2006, se realizarán las simulaciones de precipitación para obtener los hidrogramas de escurrimiento directo, en millones de metros cúbicos o en mm de precipitación; que deberán ser calibrados con los volúmenes captados en el lago de Santa Ana, en el periodo considerado.

III.2.7. Uso del agua subterránea

Para las extracciones de aguas subterráneas se recopilará la información de los pozos y norias en operación y de los volúmenes producidos. La fuente de información será la CONAGUA, Comisión Estatal de Agua potable y Alcantarillado (CEAPA) y el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Se identificarán los pozos en operación y se estimará el volumen de extracciones para los periodos estipulados.

III.2.8. Extracciones del agua superficial

Se estimará el volumen de captación de los aprovechamientos de agua superficial, las hectáreas beneficiadas a fin de definir su aprovechamiento y estimar la evaporación en esos cuerpos de agua.

III.2.9. Modelo hidrológico

Con la información anterior, se desarrollará un modelo hidrológico para estudiar el comportamiento del lago de Santa Ana.

- El modelo se calibrará utilizando para ello la comparación de los resultados del modelo para el periodo estimado contra la volumetría del lago en ese mismo periodo.
- Los flujos que entran y salen del sistema lago-acuífero se calcularán por medio de la ecuación de balance.
- Simular el proceso de intermitencia del lago.

Determinar si existe interacción entre el agua superficial del lago de Santa Ana con el agua subterránea del acuífero de Calera y evaluar la magnitud, de dicha interacción, a fin de conocer si existe contaminación por mezcla del agua superficial en el agua subterránea.

III.3. Batimetría del lago

La batimetría del lago fue realizada a finales de 2005, se utilizó una cuadrilla de topografía, para realizar el levantamiento del área máxima inundada del lago de acuerdo a los rastros dejados en las orillas del mismo.

En este caso y con ayuda de una estación total marca LEICA (Figura III.2), la brigada comenzó a determinar los puntos que delimitan las orillas del lago, así como los puntos que marcan, los islotes, los drenes y los cerros, que se encuentran cerca y dan forma al lago.

Se realizó la recopilación de la información del fondo del lago (el cual presentó una profundidad media de 0.85 m), mediante el uso de una lancha (Figura III.3), un GPS marca Magellan Explorist modelo 500LE y una regla graduada en centímetros; el procedimiento fue hacer recorridos en el interior del lago describiendo una cuadrícula aproximada de 100X100 m, realizando las lecturas de ubicación y profundidad, en cada uno de los puntos. Esta información fue complementada con la realizada por la cuadrilla de topografía y con ella se creó una base de datos. Esta información fue procesada para obtener un mapa de isolíneas a cada 10 centímetros del lago de Santa Ana.



Figura III.2.- Levantamiento topográfico del lago de Santa Ana



Figura III.3.- Lancha usada en las mediciones de la batimetría

III.4. Procesos naturales

El ciclo hidrológico se considera el concepto fundamental de los procesos naturales, pues a partir de la precipitación se desarrollan los escurrimientos que al final determinan los volúmenes de escurrimiento.

III.4.1. Precipitación

Para estimar la precipitación en la cuenca del lago, se consideró la información del periodo de 1963-2006, medida en las estaciones meteorológicas localizadas en Fresnillo N 23°10' 40", O 102° 53' 20"; Calera, N 22° 54' 00" O 102° 39' 00"; y Zacatecas, N 22° 45' 39", O 102° 34' 30" (CONAGUA, 2002) (Figura III.4).

Por medio de la técnica de polígonos de Thiessen (Pizarro et al., 2003), fue posible determinar la distribución de la precipitación en la cuenca; utilizando el programa HEC-HMS 3.0.0. El comportamiento mensual de la lluvia y su frecuencia en el periodo estudiado, fueron analizados utilizando el programa WinSTAT® (2002).

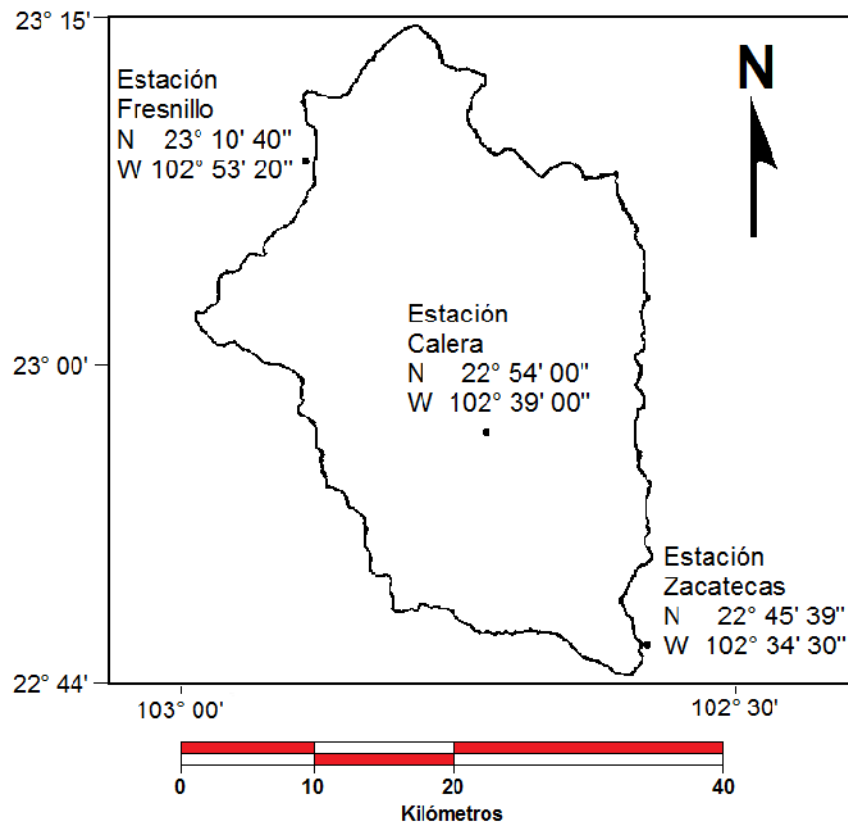


Figura III.4.- Ubicación de las estaciones meteorológicas en la cuenca del lago de Santa Ana

Tabla III.1.- Datos de precipitación, temperatura y evaporación de las estaciones meteorológicas de Calera, Zacatecas y Fresnillo (CONAGUA, 2007b).

Estación Calera (Periodo 1963 - 2006)

PRECIPITACIÓN PLUVIAL (mm)													
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ANUAL
Promedio	15.8	7.0	3.8	9.8	14.0	66.4	89.2	86.5	70.6	33.0	9.8	13.8	420.2
Máxima	121.4	42.1	83.5	89.5	56.1	291.6	247.3	185.0	239.5	107.4	66.3	55.1	724.5
Mínima	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	15.0	15.0	7.0	0.0	0.0	0.0	166.0
TEMPERATURA °C													
Promedio	10.3	11.6	14.5	16.7	19.5	19.8	18.6	18.2	17.6	15.5	13.2	11.4	15.6
Máxima	13.0	14.0	19.4	19.6	38.9	22.4	20.2	19.6	22.4	17.4	15.8	15.5	38.9
Mínima	6.5	8.4	10.6	14.0	15.3	17.2	17.0	13.1	15.6	13.3	10.5	9.5	6.5
EVAPORACIÓN (MM)													
Promedio	132.1	160.6	237.9	268.4	263.7	241.2	200.4	181.5	151.5	144.5	130.2	115.1	2228.3

Estación La Bufa Zacatecas (Periodo 1963 - 2006)

PRECIPITACIÓN PLUVIAL (mm)													
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ANUAL
Promedio	17.4	6.9	4.3	8.8	16.1	76.0	96.2	100.3	79.2	37.1	10.1	13.9	458.9
Máxima	161.0	57.1	80.6	99.7	69.1	217.6	334.8	222.5	208.5	122.6	86.5	65.5	764.3
Mínima	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	10.8	1.5	0.0	0.0	0.0	169.3
TEMPERATURA °C													
Promedio	22.2	23.5	26.2	28.1	30.3	30.1	27.2	26.5	25.9	26.0	24.2	23.3	26.1
Máxima	28.0	29.5	29.5	31.5	34.0	36.0	30.0	29.0	29.0	28.0	29.0	28.0	36.0
Mínima	16.0	20.0	24.0	25.0	26.0	26.0	24.0	25.0	23.0	24.0	20.5	20.0	16.0
EVAPORACIÓN (MM)													
Promedio	144.0	164.9	238.4	257.7	264.7	214.3	187.0	181.9	159.4	155.6	149.0	134.2	2251.1

Estación Fresnillo (Periodo 1963 - 2006)

PRECIPITACIÓN PLUVIAL (mm)													
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ANUAL
Promedio	12.4	5.4	4.5	9.3	15.3	63.3	78.4	90.7	65.1	35.8	14.7	12.6	402.1
Máxima	133.7	41.0	85.2	59.0	97.8	195.4	311.3	174.7	166.0	182.0	92.0	52.9	690.5
Mínima	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	0.0	29.7	0.0	0.0	0.0	0.0	109.8
TEMPERATURA °C													
Promedio	24.9	25.9	28.9	31.1	32.6	32.5	29.6	29.3	28.3	27.6	26.2	24.9	28.5
Máxima	34.0	30.0	39.0	35.0	38.0	38.5	39.5	34.0	36.0	33.0	31.0	29.0	39.5
Mínima	16.5	22.0	25.0	27.5	27.0	26.0	26.0	23.0	20.6	23.5	20.0	21.0	16.5
EVAPORACIÓN (MM)													
Promedio	132.4	160.6	237.9	272.2	284.7	240.5	211.2	189.1	161.7	153.2	139.1	125.2	2307.8

Las series de datos de precipitación media anual, evaporación y frecuencia de precipitación fueron depuradas y completadas. Se consideró el intervalo de 1963-2006, porque en este periodo las series de datos se encuentran más completas en la (CONAGUA, 2007b).

Utilizando estas gráficas se obtuvo la precipitación media anual y la evaporación, 427 mm y 2247 mm respectivamente (ver Figuras III.5 y III.6), obtenidas con el programa WinSTAT® (2002).

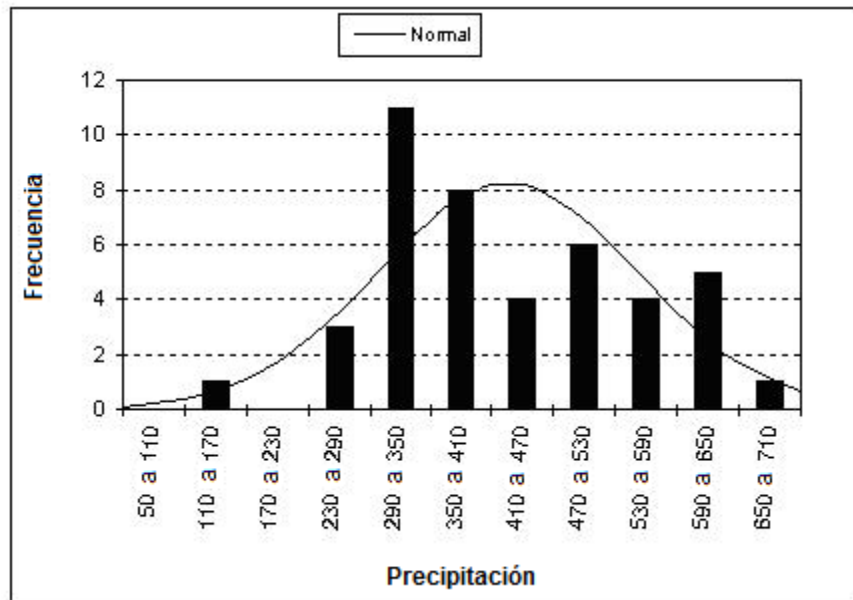


Figura III.5.- Precipitación promedio periodo 1963-2006

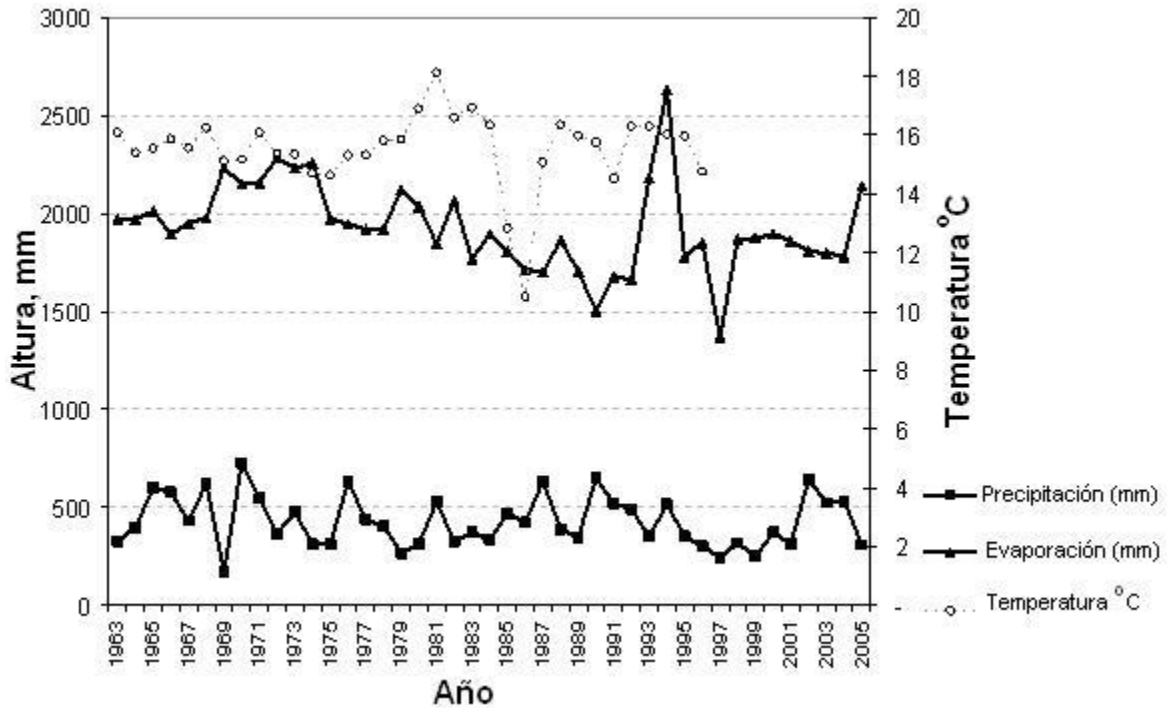


Figura III.6.- Comportamiento de la precipitación, evaporación y temperatura.

III.4.2. Escurrimiento superficial

El escurrimiento superficial de la cuenca, fue estimado usando otro modelo de simulación hidrológico llamado HEC-HMS 3.0.0. Además de la delineación de la cuenca, este modelo HEC-HMS, requiere datos de precipitación, tipo y uso de suelo para formular una respuesta de escurrimiento. Esta diseñado para simular el proceso de escurrimiento de redes dendríticas de cauces para grandes áreas geográficas así como, de cuencas urbanas y cuencas naturales (HEC, 2006). Para correr el modelo HEC-HMS, fue necesaria la información de la precipitación diaria proporcionada por la CONAGUA, para el periodo 2000-2006. La información del tipo de suelo y uso de suelo fue obtenida de las cartas del INEGI en escala 1:50,000 y 1:250,000 (INEGI, 1975a, 1975b y 1975c). Este conjunto de datos digitales fueron cargados previamente en el WMS, para extraer la información necesaria de las condiciones de frontera (precipitación), y estimar el valor de la infiltración y los parámetros del escurrimiento utilizando la información de las cartas de uso y tipo de suelo.

Con toda la información requerida fue realizada la simulación del escurrimiento, para el periodo de lluvias y el periodo de secas, sobre la base de la simulación continua, tanto para la cuenca natural como para la cuenca modificada por los drenes, para el año de 2006 (Linsey et al., 1992; Daniil et al., 2005; Chin, 2006).

Una ventaja del HEC-HMS, es que tiene incluido varios modelos como subrutinas que permiten la simulación continua, a partir de los datos de precipitación diaria. Estos modelos son el Soil Moisture Accounting Method (SMA) y el modelo del Deficit Constant Method (DCM). En este trabajo fue seleccionado el SMA, porque es adecuado para uso en sistemas de drenaje complejos. Esta subrutina requiere de un modelo de transformación en el proceso de escurrimiento. Otras subrutinas incluyen el método de Clark, el de Snyder Unit-Hydrograph, y el método del Soil Conservation Service Method (SCS), y las ordenadas de precipitación propuestas por el usuario, también pueden ser aplicadas.

El método de Clark Unit-Hydrograph fue utilizado en este trabajo porque requiere valores de precipitación diaria, los cuales se obtuvieron de la CONAGUA. Finalmente, fue necesario definir un método de ruta para completar el proceso de construcción del modelo de escurrimiento en HEC-HMS. En este caso se utilizó el método del Linear Reservoir, porque es el que mejor simula el escurrimiento base, el almacenamiento del agua en el suelo y el flujo subsuperficial.

Por otro lado, el método seleccionado para estimar la evapotranspiración en la cuenca, fue el del Monthly Mean Value, que permite el uso de mediciones mensuales de la evaporación medida en evaporímetros. Un tiempo de paso de 24 horas fue usado en la simulación. Los hidrogramas de escurrimiento obtenidos con HEC-HMS, fueron comparados con los resultados obtenidos con las ecuaciones de balance hídrico, para el mismo periodo simulado. Los parámetros que maneja el modelo HEC-HMS, fueron ajustados mediante la calibración del modelo, arrojando resultados similares a los obtenidos mediante el balance hídrico.

Los hidrogramas de escurrimiento obtenidos para cada mes fueron comparados contra los volúmenes estimados por medio de un balance hidrológico mensual, realizado de forma paralela, aplicando la ecuación de balance sustentada en la ecuación de continuidad en cualquier tiempo, la cual esta gobernada por la condición de que el volumen de agua permanece constante. La ecuación de continuidad esta basada en la ley de conservación de la materia, la cual esta descrita por el equilibrio entre los parámetros de entradas y salidas como sigue:

$$V_{en} - V_{sal} + P - E - \Delta S = 0 \quad (III.7)$$

Donde:

V_{en} = Volumen de entrada en m^3 .

V_{sal} = Volumen de salida en m^3 .

P = Precipitación en m^3 .

E = Evaporación en m^3 .

S = Cambio en el volumen del almacenamiento en m^3 .

La calibración del modelo obtenido con HEC-HMS para esta cuenca, se realizó comparando las relaciones de elevación-área y elevación-volumen, vía prueba y error para cada uno de los meses simulados, debido a que no se cuenta con estaciones hidrométricas en los drenes, que permitan la medición de los flujos que ingresan al lago.

El periodo considerado en las simulaciones, fue el de estiaje, (enero – mayo) y el de lluvias (junio – septiembre) del año de 2006, se eligió este periodo por contar con la información de la batimetría del Lago de Santa Ana y la información obtenida de las relaciones área-elevación y elevación-volumen del lago para el mismo periodo.

III.4.3. Infiltraciones del subsuelo

La infiltración se define como el movimiento del agua, a través de la superficie del suelo y hacia adentro del mismo, producido por la acción de las fuerzas gravitacionales y capilares.

La diferencia entre el volumen de agua que llueve en una cuenca y el que escurre por su salida, recibe el nombre de “pérdidas”. En general, las pérdidas están constituidas por la intercepción en el follaje de las plantas y en los techos de las construcciones, la retención en depresiones o charcos (que posteriormente se evapora o infiltra), la evaporación y la infiltración. Además de que en la práctica es difícil separar estos cuatro componentes, la porción más considerable de las pérdidas está dada por la infiltración, por lo que es costumbre calcularlas conjuntamente bajo este nombre (Aparicio, 2001).

La infiltración juega un papel relevante en la relación lluvia-escorrimento, y por lo tanto, en los problemas de diseño y predicción asociados a la dimensión y operación de las obras hidráulicas. En general, el volumen de infiltración es varias veces mayor, que el de escurrimento durante una tormenta, especialmente en cuencas con un grado de urbanización relativamente bajo. Sin embargo, la infiltración recibe poca atención, por parte de los ingenieros proyectistas, quizá por la falta de herramientas adecuadas para su tratamiento (Aparicio, 2001).

III.4.3.1. Medida de la infiltración con infiltrómetro de doble anillo

El método consiste en instalar en el terreno que se requiere determinar su infiltración, un sitio característico y previamente limpio de hierbas, desechos, piedras, etc., dos cilindros concéntricos de acero, huecos en el centro, con medidas aproximadas de 40 cm de alto, de 30 y 45 cm de diámetro respectivamente, según se muestra en la Figura III.7.



Figura III.7.- Infiltrómetro de doble anillo

Se coloca una placa de acero sobre ellos y se golpea hasta que penetren a una profundidad de 10 a 15 cms. Los cilindros deben estar a nivel. Una vez instalados

se llena de agua el cilindro exterior, se cubre el anillo interior con plástico lo más adherido a las paredes posible, se vierte agua y se mide el tirante con ayuda de un tornillo micrométrico o de una regla. Entonces inicia la prueba quitando el plástico rápidamente midiendo el tirante nuevamente y tomando el tiempo. Las lecturas se hacen a diferentes intervalos, dejando que baje el nivel de agua y volviendo agregar agua cuando se requiera (al hacer esto, al tiempo se le denomina tiempo muerto). Después de una a tres horas, la velocidad de infiltración se hace constante; esto es a intervalos de tiempo iguales la disminución del nivel del agua en el infiltrómetro es igual, en ese momento la prueba habrá terminado.

La explicación de usar dos anillos, es la de que el anillo exterior cuando se le vierte agua va a impedir que el agua del anillo interior fluya en sentido horizontal, esto causaría errores en la determinación de la infiltración en la cual se supone el flujo del agua es en sentido vertical.

Ecuación de Kostiakov-Lewis. Estos desarrollaron un modelo empírico que en México es el más común para conocer la velocidad de infiltración en un punto.

$$I = k t^n \quad (III.8)$$

Donde:

I = velocidad de infiltración (cm/hr)

t = tiempo (min)

k = parámetro que representa la velocidad de infiltración durante el intervalo inicial (cuando $t = 1$).

n = parámetro que indica la forma en que la velocidad de infiltración se reduce con el tiempo ($-1.0 < n < 0$)

III.4.3.2. Medida de la infiltración en la cuenca

Podemos aplicar la ecuación de Kostiakov para determinar la velocidad de infiltración de campo utilizando el método del infiltrómetro de doble cilindro.

Para ello se definió un punto que fuera representativo de los suelos predominantes en la cuenca. El sitio donde se realizó la medida de la infiltración en campo se ubica en el municipio de Calera en las coordenadas $23^{\circ} 02' 03''$ latitud norte y $102^{\circ} 39' 36''$ longitud oeste. Los suelos en el lugar corresponden al tipo xerosol que son los que predominan en la cuenca.

Se obtuvieron los datos de la medición en campo (Tabla III.2), y posteriormente se les aplicó un modelo de regresión lineal simple para encontrar los valores de las variables que utiliza el modelo de Kostiakov.

Se hace notar que la medición puntual de la infiltración, no es una medida exacta de la infiltración en la totalidad de la cuenca ya que existen distintas asociaciones

de suelos que hacen variar la infiltración en cada zona sin embargo, se realizó esta medición en un suelo que representa la mayoría de los suelos que se encuentran en ella, los resultados de la prueba se muestran en Tabla III.2, los cuales serán usados en la calibración del modelo de escurrimiento.

Tabla III.2.- Datos de campo medidos en el municipio de Calera para estimación de la infiltración.

Tiempo	Intervalo entre lecturas (min)	Tiempo acumulado (min)	Lectura (cm)	Diferencia entre lecturas	Infiltración calculada (cm/hr)
1	2	3	4	5	6
11:12	9.9
11:17	5	5	6.2	3.7	44.4
11:20	3	8	4.6	1.6	32
11:22	2	10	4	0.6	18
11:23	11	11.1
11:35	12	23	6.1	5	25
11:40	5	28	3.8	2.3	27.6
11:45	5	33	2.2	1.6	19.2
11:46	34	11.3
12:01	15	49	4.3	7	28
12:11	10	59	0.8	3.5	21
12:12	60	13.5
12:17	5	65	11.3	2.2	26.4
12:32	15	80	4.1	7.2	28.8
12:42	10	90	0.4	3.7	22.2
12:43	91	14.1
13:03	20	111	4.9	9.2	27.6
13:13	10	121	0.9	4	24
13:14	122	14.4
13:34	20	142	5.4	9	27
13:44	10	152	1.3	4.1	24.6
13:45	153	14.6
14:05	20	173	6.3	8.3	24.9
14:20	15	188	0.3	6	24
14:21	189	13.9
14:56	35	224	0.5	13.4	22.97
14:57	225	13.8
15:27	30	255	1.3	12.5	25

Para el cálculo de la velocidad de infiltración columna (6), se multiplica la columna (5) x 60 y el producto se divide entre la columna (2). Tomando los resultados de la columna (3) para el eje de abscisas y la columna (6) para las ordenadas, se puede graficar y observar el comportamiento de la velocidad de infiltración.

La tendencia de la gráfica de velocidad de infiltración es del tipo exponencial:

$$I = k t^n$$

Para obtener los coeficientes k y n del modelo de Kostiakov-Lewis, podemos utilizar diversos métodos, el método de regresión lineal simple, el método gráfico o el método de los promedios. En este caso se utilizó el primero por ser el más preciso.

Para encontrar la solución del problema, se puede construir una Tabla (III.3), con los valores que se obtienen aplicando logaritmos y elevando al cuadrado a los valores de las columnas (3) y (6) tiempo acumulado e infiltración calculada respectivamente.

Tabla III.3.- Cálculos para obtener el modelo de velocidad de infiltración.

Tiempo acumulado (min) t	Velocidad de infiltración (cm/hr) I	log t Xi	log I Yi	Xi^2	Yi^2	Xi*Yi
5	44.4	0.69897	1.64738297	0.48855907	2.71387065	1.15147128
8	32	0.90308999	1.505149978	0.81557152	2.26547646	1.35928587
10	18	1	1.255272505	1	1.57570906	1.25527251
23	25	1.36172784	1.397940009	1.8543027	1.95423627	1.90361382
28	27.6	1.44715803	1.440909082	2.09426637	2.07621898	2.08522315
33	19.2	1.51851394	1.283301229	2.30588459	1.64686204	1.9487108
49	28	1.69019608	1.447158031	2.85676279	2.09426637	2.44598083
59	21	1.77085201	1.322219295	3.13591685	1.74826386	2.3414547
65	26.4	1.81291336	1.421603927	3.28665484	2.02095772	2.57724475
80	28.8	1.90308999	1.459392488	3.6217515	2.12982643	2.77735523
90	22.2	1.95424251	1.346352974	3.81906379	1.81266633	2.63110022
111	27.6	2.04532298	1.440909082	4.18334609	2.07621898	2.94712446
121	24	2.08278537	1.380211242	4.3379949	1.90498307	2.87468378
142	27	2.15228834	1.431363764	4.63234512	2.04880223	3.08070755
152	24.6	2.18184359	1.390935107	4.76044144	1.93470047	3.03480284
173	24.9	2.2380461	1.396199347	5.00885036	1.94937262	3.12475851
188	24	2.27415785	1.380211242	5.17179392	1.90498307	3.13881823
224	22.97	2.35024802	1.361160995	5.52366575	1.85275925	3.19906593

255	25	2.40654018	1.397940009	5.79143564	1.95423627	3.3641988
Sumatorias	492.67	33.7919862	26.70561328	64.6886072	37.6644101	47.2408733

Donde el modelo de la velocidad de infiltración de Kostiakov-Lewis será:

$$I = (31.8063) t^{-0.0539} \quad (\text{III.9})$$

Finalmente con el modelo obtenido de Kostiakov-Lewis, se puede calcular la velocidad de infiltración en un tiempo determinado y obtenerse valores ajustados (Tabla III.4):

$$I = (31.8063) t^{-0.0539} \quad (\text{III.10})$$

Tabla III.4.- Valores ajustados de la infiltración con el modelo de Kostiakov.

Tiempo (min)	Infiltración ajustada (cm/hr)
5	29.1626273
8	28.4328914
10	28.0928558
23	26.8591622
28	26.5757964
33	26.3414066
49	25.7859006
59	25.5289849
65	25.3960227
80	25.1132903
90	24.9543123
111	24.6737285
121	24.5592391
142	24.3482351
152	24.2590587
173	24.09038
188	23.9826185
224	23.7571322
255	23.591681

Con estos valores corregidos y ajustados al modelo obtenido, se puede graficar para observar el comportamiento de la velocidad de infiltración (Figura III.8).

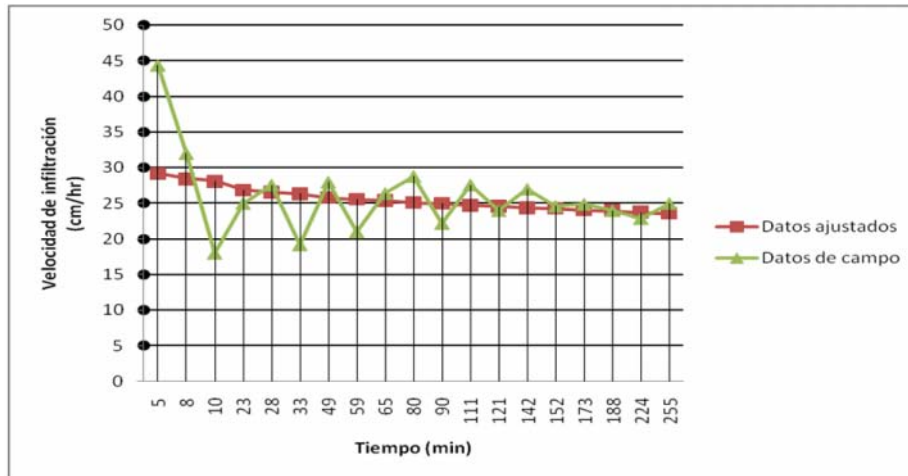


Figura III.8.- Curvas infiltración de datos ajustados y no ajustados del modelo de Kostiakov.

Tabla III.5.- Clasificación de la magnitud de infiltración Ortiz y Ortiz (1980).

CLASIFICACION	MAGNITUD (cm/hr)	CARACTERISTICAS
MUY LENTA	< 0.25	Suelos con un alto contenido de arcilla.
LENTA	0.25 - 1.75	Suelos con alto contenido de arcilla, bajo en materia orgánica o suelos delgados.
MEDIA	1.75 - 2.50	Suelos migajones arenosos o migajones limosos.
RAPIDA	> 2.50	Suelos arenosos o migajones limosos profundos y de buena agregación.

Considerando el valor promedio de 25.55 cm/hr, obtenido de la curva de infiltración, y comparandolo con los valores de la Tabla III.5, se observa que, el sitio escogido para realizar la prueba de infiltración, corresponde a suelo arenoso profundo de buena agregación, correspondiente a suelo con infiltración rápida >2.50 cm/hr.

Es necesario aclarar, que la medida de la infiltración es un valor aproximado del comportamiento de un suelo en forma puntual o local, sin embargo, tomando en cuenta que la mayor proporción de los suelos que forman la cuenca, son similares al sitio donde se realizó la prueba; puede considerarse que la zona en estudio tiene una infiltración rápida.

III.4.4. Permeabilidad

Con el fin de determinar una posible interacción, entre las aguas superficiales del lago, con el agua subterránea del acuífero de Calera, se realizaron pruebas de permeabilidad en campo y en laboratorio.

Las pruebas de permeabilidad en campo consistieron en la realización de cuatro ensayos tipo Lefranc (SRH, 1970, Winterkorn y Fang, 1975; Jiménez et al., 1981), de flujo variable descendente, realizados en el vaso del lago, en el mes de febrero de 2008, cuando el nivel del agua en el lago se ubicaba en la cota 2046.20 msnm. La decisión de realizar solo cuatro ensayos, fue debido a que se realizaron 10 sondeos de 1.00 m de profundidad y 0.30 m de diámetro en diferentes lugares del vaso del lago, en los cuales se encontró que el tipo de suelo era muy similar en ellos; por lo cual solo se realizaron cuatro ensayos (Figura III.9).

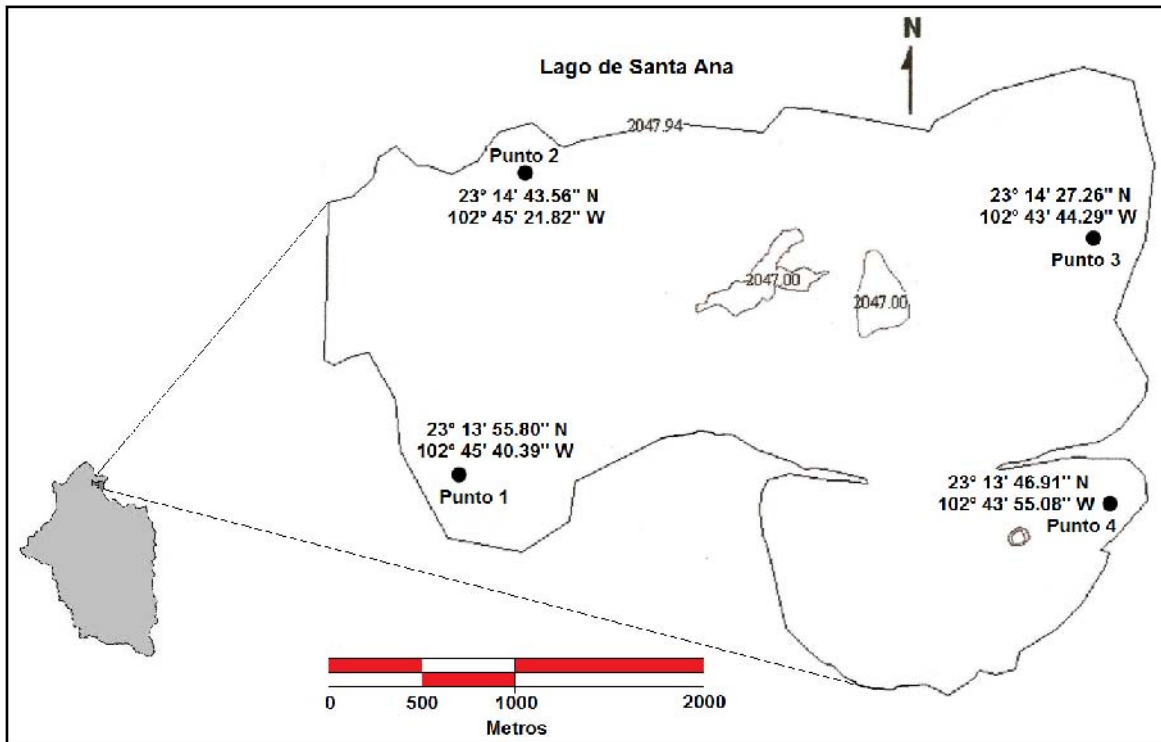


Figura III.9.- Localización de los puntos en el lago, donde se realizaron los ensayos tipo Lefranc

Cabe mencionar que debido a la poca permeabilidad del suelo, no fue posible realizar las pruebas Lefranc de carga constante (Figura III.10); por lo que se procedió a realizar las pruebas de carga variable, los puntos donde se realizaron las pruebas de permeabilidad en campo se muestran en la Tabla III.6 y Figura III.9.



Figura III.10.- Prueba Lefranc carga constante.

Tabla III.6.- Valores de la permeabilidad tipo Lefranc obtenidos.

Punto	Coordenadas		Permeabilidad (m/seg)
1	23°13 55.80	102°45 40.39 W	-1.3705X10 ⁻⁸
2	23°14 43.56	102°45 21.82 W	-3.4268X10 ⁻⁸
3	23°14 27.26	102°43 44.29 W	-1.4119X10 ⁻⁸
4	23°13 46.91	y 102°43 55.08 W	-0.6018X10 ⁻⁸

III.4.4.1. Prueba de permeabilidad en laboratorio

Del mismo modo se realizó una prueba de permeabilidad en laboratorio, a partir de una muestra inalterada tomada del punto 3 (Figura III.11).

Esta prueba se realizó en un permeámetro de carga variable. En este tipo de permeámetro se mide la cantidad de agua que atraviesa una muestra de suelo, por diferencia de niveles en un tubo alimentador. En la Figura III.12 aparecen dos dispositivos típicos, el a) usado en suelos predominantemente finos y el b) apropiado para materiales más gruesos.



Figura III.11.- Toma de muestra inalterada punto No.3

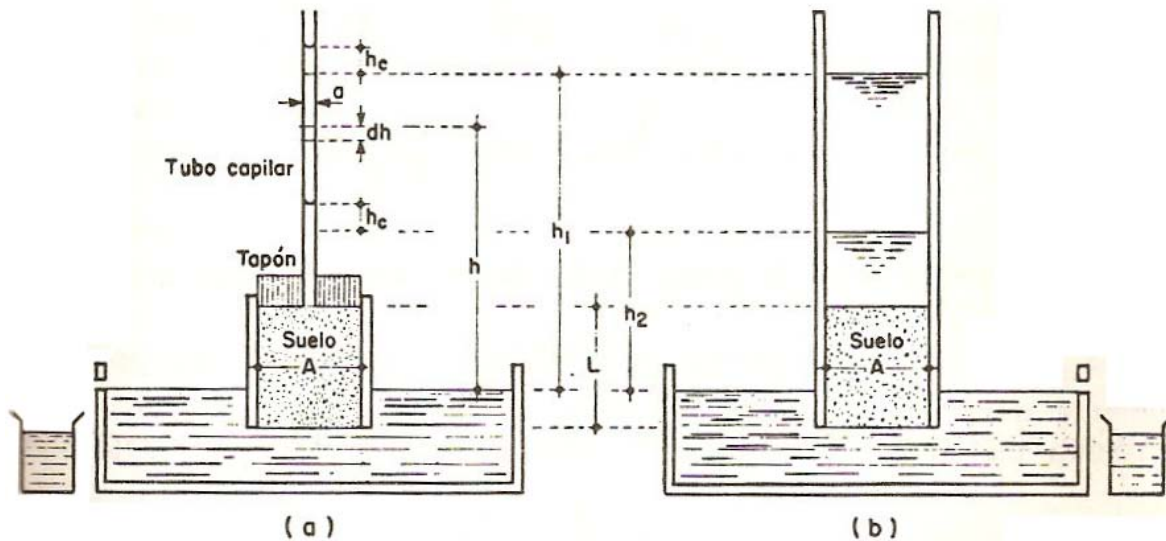


Figura III.12.- Esquemas del permeámetro de carga variable (Juarez y Rico, 1978)

Al ejecutar la prueba se llena de agua el tubo vertical del permeámetro, observándose su descenso a medida que el agua atraviesa la muestra, con referencia a la Figura III.12, sea:

a = Área del tubo vertical de carga
 A = Área de la muestra
 L = Longitud de la muestra
 h_1 = Carga hidráulica al principio de la prueba
 h_2 = Carga hidráulica al final de la prueba

t = tiempo requerido para que la carga hidráulica pase de h_1 a h_2 .

Considerando un tiempo dt , la cantidad de agua (cm^3) que atraviesa la muestra, será:

$$k = 2.3 \frac{L a}{A t} \log \frac{h_2}{h_1} \quad (\text{III.11})$$

En nuestro caso los datos usados para el cálculo de la permeabilidad de nuestra muestra analizada de acuerdo a la Figura III.13 fueron:

$a = 0.95 \text{ cm}^2$
 $L = 3.2 \text{ cm}$
 $A = 27.33 \text{ cm}^2$
 $t = 8 \text{ hrs } 20 \text{ min} = 30,000 \text{ seg}$
 $h_1 = 35 \text{ cm}$
 $h_2 = 34.7 \text{ cm}$

Sustituyendo los valores en la ecuación anterior se obtiene un valor de $k = 3.18 \times 10^{-8} \text{ cm/seg}$.

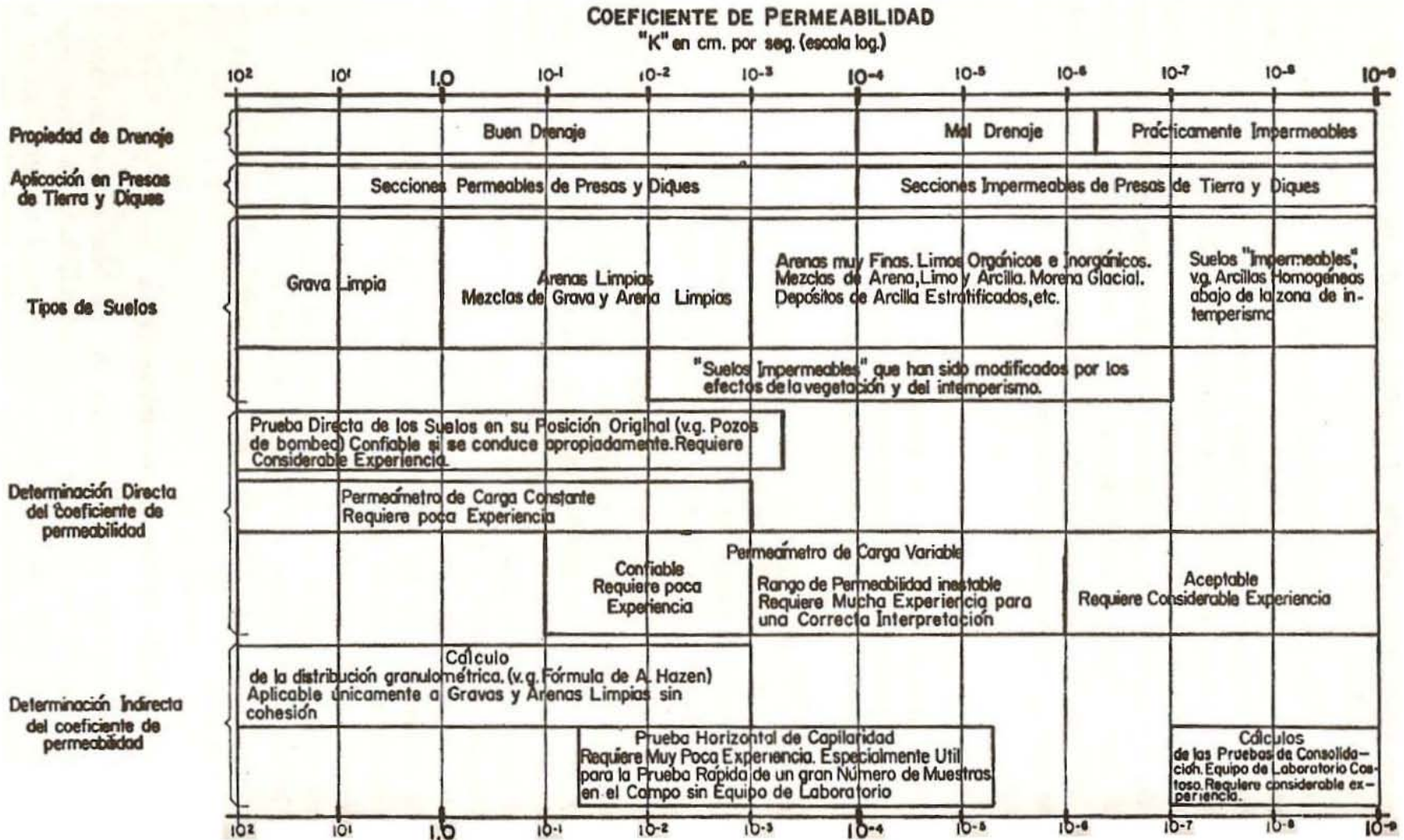
El análisis de los resultados de los ensayos y del permeámetro corresponde a un material prácticamente impermeable de acuerdo a la clasificación de la Figura III.14.



Figura III.13.- Permeámetro de carga variable en muestra inalterada del punto

No 3.

Figura III.14.- Coeficiente de permeabilidad (Juarez y Rico,1978)



III.4.5. Evaporación en el lago

La evaporación se produce básicamente, por el aumento de energía cinética que experimentan las moléculas de agua, cercanas a la superficie de un suelo húmedo o una masa de agua, producido por la radiación solar, el viento y las diferencias en presión de vapor.

Este aumento de energía cinética provoca que algunas moléculas de la superficie del agua se incorporen de manera continua a la atmósfera. Al mismo tiempo, algunas de las moléculas que ya se encuentran en la atmósfera, se condensan y regresan al cuerpo de agua. Naturalmente, lo que interesa en el proceso hidrológico, es el flujo neto de partículas a la atmósfera, al cual se le denominará en lo sucesivo evaporación.

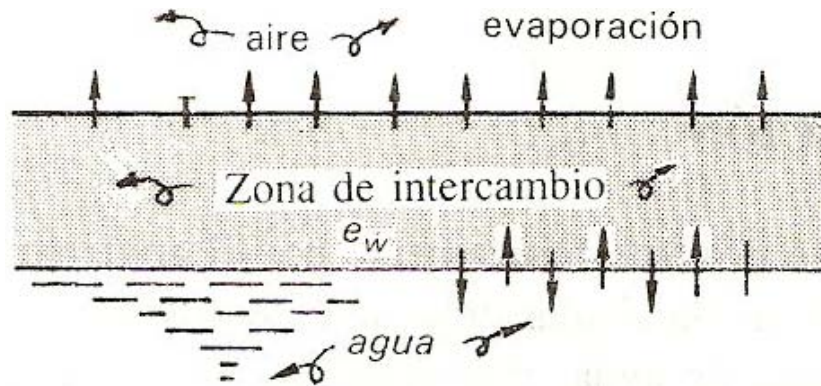


Figura III.15.- Zona de intercambio (Aparicio, 1994)

El intercambio de moléculas descrito, se forma en una pequeña zona situada junto a la superficie del agua, como se muestra en la Figura III.15. La evaporación será entonces igual a la cantidad de agua que logre salir de la zona de intercambio. Donde, e_w es la presión de vapor existente en la zona de intercambio, e_a la presión de vapor del aire que se tiene en un momento dado y e_s la presión de vapor de saturación, se pueden presentar dos situaciones:

a) $e_s > e_w$. En este caso se produce evaporación mientras e_a sea menor que e_w . Cuando la presión del vapor del aire alcanza el valor de e_w , deja de haber paso de moléculas de la zona de intercambio a la atmósfera y, por lo tanto, cesa la evaporación. Esto sucede antes de que el aire se sature.

b) $e_s < e_w$. En este caso la evaporación cesa cuando e_a alcanza el valor de e_s , a pesar de que aún existe un gradiente de presión de vapor entre la zona de intercambio y la atmósfera. A partir de ese momento comienza a invertirse el proceso y se produce condensación, pues $e_a > e_s$.

En cualquier caso, la evaporación es proporcional al gradiente de presión de vapor entre la zona de intercambio y la atmósfera. Esto se conoce como Ley de Dalton y se expresa en la forma:

$$E = k(e_w - e_a) \quad (\text{III.12})$$

donde k es una constante de proporcionalidad y E es la evaporación.

Debido a la reducida dimensión vertical de la zona de intercambio, la presión del vapor en la misma es difícil de medir, sin embargo, e_w generalmente tiene un valor cercano a e_s , de manera que la ecuación III.12 se expresa en forma aproximada como (Aparicio, 1994):

$$E \cong k(e_s - e_a) \quad (\text{III.13})$$

III.4.5.1. Fórmulas empíricas para estimar la evaporación

La mayor parte de las fórmulas empíricas que se han propuesto se basan en el planteamiento aproximado de la Ley de Dalton (ecuación III.12). Existe una gran cantidad de fórmulas de este tipo, pero todas ellas son muy similares, por lo que solo se mencionará una.

Fórmula de Meyer (Aparicio, 1994),

Propuesta en 1915 esta fórmula es:

$$E = C(e_s - e_a) \left[1 + \frac{V_w}{16.09} \right] \quad (\text{III.14})$$

Donde

E_m = evaporación mensual en cms

e_a = presión de vapor media mensual en pulgadas de mercurio

e_s = presión de vapor de saturación media mensual en pulgadas de mercurio

V_w = velocidad media mensual del viento, medida a 10 metros de la superficie del suelo, en km/hr

C = coeficiente empírico, cuyo valor puede tomarse como de 38 para depósitos pequeños y evaporímetros y de 28 para grandes depósitos.

e_a y e_s , se determinan con base en la temperatura y la humedad relativa medias mensuales y con ayuda de la Figura III.16.

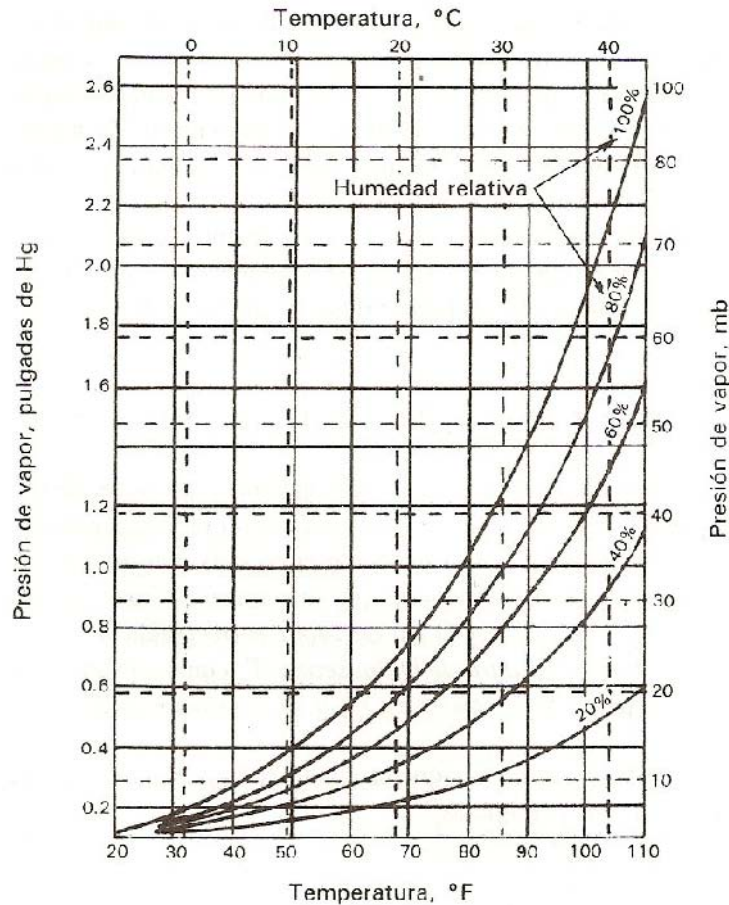


Figura III.16.- Gráfica temperatura-presión de vapor (Aparicio, 1994)

III.4.5.2. Medición de la evaporación en el lago

Además de la información de la evaporación, obtenida de las estaciones meteorológicas, se realizaron mediciones directas de esta variable en el lago, de forma mensual de enero-diciembre de 2006. La disminución del tirante de agua en el lago fue medida con una regla graduada en centímetros y una altura de 2.40 m, colocada dentro del lago en el punto 23°13'53" N y 102°43'59" W, nivelada con el banco de nivel colocado fuera del lago que fue utilizado para el levantamiento topográfico, del mismo.

Por otro lado, también se realizaron medidas de evaporación potencial diaria, durante el mes de marzo de 2006, usando una charola de evaporación estándar de 1.20 X 0.26 m colocada en las inmediaciones del lago, con la finalidad de estimar el coeficiente de evaporación, debido a que los valores medidos en una charola de evaporación, son mayores a los valores medidos en el lago o en un reservorio. Por lo cual si se desea conocer el valor de la evaporación en el lago a través de las mediciones en la charola de evaporación, deben ajustarse las lecturas obtenidas en ella, por medio del valor del coeficiente de evaporación de la charola.

Las disminuciones del nivel del agua en el lago y la charola fueron ocasionadas por evaporación en la zona.

Para la estimación del valor del coeficiente de evaporación de la charola se realizó el siguiente procedimiento:

- 1) Se colocó la charola de evaporación cerca del lago y una regla metálica de 80 cm dentro del lago.
- 2) Se realizó la toma de lecturas diarias durante el mes de marzo de 2006 a las 9:00 am., en la charola de evaporación con el tornillo micrométrico y en el lago con la regla, las alturas fueron medidas en mm.
- 3) Con las mediciones diarias se calculó el valor de los cocientes de las medidas obtenidas en el lago entre las medidas obtenidas en la charola y se obtuvo un valor promedio del coeficiente para el mes de marzo de 2006. El coeficiente de evaporación estimado, del lago fue de $C=0.7675$ (Gaytán et al., 2008).

III.4.6. Evapotranspiración en la cuenca

La evaporación representa la cantidad de agua, que por el proceso físico de vaporización, se transfiere a la atmósfera proveniente del suelo. En un suelo con vegetación existe, además, una aportación de agua a la atmósfera por parte de la transpiración de las plantas, principalmente a través de los estomas. Ambos fenómenos, evaporación y transpiración, se dan al mismo tiempo en la naturaleza y, es por esto, que se usa el término de evapotranspiración para describir el proceso total de transferencia de agua a la atmósfera desde suelos con vegetación (Delegido *et al.*, 1991). La evapotranspiración constituye un importante elemento que enlaza el ciclo hidrológico y el balance de energía superficial, permitiendo a partir de la transferencia de masa y energía mantener unos niveles energéticos e hídricos adecuados en el sistema tierra-atmósfera (Sánchez y Chuvieco, 2000).

La evapotranspiración como componente importante del ciclo terrestre del agua, representa más del 60% de las entradas por precipitación en la escala global (L'vovich y White, 1990). Con acoplamientos entre la conductancia, el intercambio del carbón, y la eficiencia del uso del agua por las plantas (Raich *et al.*, 1991; McGuire *et al.* 1992; Woodward y Smith 1994; Sellers *et al.*, 1996), la evapotranspiración sirve como regulador clave de los procesos dominantes del ecosistema. La reducción de la evapotranspiración a través del cambio de la cubierta del suelo puede conducir a disminuir la totalidad del ciclo del agua, incluyendo el reciclaje de la precipitación y la generación del escurrimiento (Shukla *et al.*, 1990; Durbridge y Henderson-Sellers, 1993; Lean *et al.*, 1995).

Existen varios métodos para estimar la evapotranspiración, entre los más comunes se encuentran; el método de Thornthwaite (Palmer y Havens, 1958), el

método de Blaney-Criddle, el Método de Penman Montaitth, el Modelo de Priestley-Taylor, el método basado en la radiación solar, el método basado en la radiación solar neta, la ecuación de Hargreaves, la ecuación de Hamon entre otros (Xu y Singh, 2002).

III.4.6.1. Cálculo de la evapotranspiración en la cuenca

El valor de la evapotranspiración en la cuenca se estimó usando el método propuesto por Thornthwaite y el método de Blaney-Criddle. Se eligieron estos métodos porque requieren de la medición de pocas variables como la precipitación, temperatura, latitud, y horas de sol, que son las variables más comunes que se miden en las estaciones climatológicas. El uso de modelos más complicados requieren más variables medidas como radiación neta, velocidad del viento a determinada altura, presión de vapor, etc.

Método de Thornthwaite

Desarrollando la metodología propuesta en el método para la estimación de la evapotranspiración en la cuenca de Santa Ana para el año de 2006, se usó la Tabla (III.7). Las columnas 1 y 2, representan el mes y el número del mes respectivamente. La columna 3 es la temperatura media mensual en la cuenca para el año de 2006. La columna 4, el mes de cultivo. La columna 5, la sumatoria de la columna 4. La columna 6, es el valor de la constante a. La columna 7, el coeficiente de cultivo. La columna 8, la evapotranspiración en la cuenca de Santa Ana.

Tabla III.7.- Resultados de la estimación de la evapotranspiración usando el método de Thornthwaite, para el año de 2006.

Cálculo de evapotranspiración mensual para el año 2006 por el Método de Thornthwaite							
Mes	No.	Temp	I_i	I	a	ka	ETP
Ene	1	19.9	8.09511404	122.148397	2.758282042	0.935	5.74899179
Feb	2	22.5	9.74908251	122.148397	2.758282042	0.891	7.68697419
Mar	3	24.6	11.1592541	122.148397	2.758282042	1.03	11.365944
Abr	4	27.9	13.5021888	122.148397	2.758282042	1.059	16.5370118
May	5	27.2	12.9926199	122.148397	2.758282042	1.065	15.5050159
Jun	6	25.4	11.7132567	122.148397	2.758282042	1.148	13.8371441
Jul	7	24.4	11.0221828	122.148397	2.758282042	1.158	12.4938982
Ago	8	22.6	9.81475788	122.148397	2.758282042	1.119	9.77282313
Sep	9	22.4	9.683557	122.148397	2.758282042	1.03	8.77766592
Oct	10	21.6	9.16478735	122.148397	2.758282042	0.998	7.69320527
Nov	11	20.6	8.53010516	122.148397	2.758282042	0.918	6.20920505
Dic	12	17.6	6.72149055	122.148397	2.758282042	0.909	3.98305285
			=122.148397			Total cms	119.610932

Se observa que el valor de la evapotranspiración en la cuenca de Santa Ana, de acuerdo al método de Thornthwaite es de 1 196.1 mm para el año de 2006.

Método de Blaney-Criddle

Usando el método propuesto por Blaney-Criddle y considerando el cálculo sobre una base mensual, para los cultivos de cereales como el trigo y la cebolla para la temporada de estiaje; de frijol, maíz y trigo, para la temporada de lluvias; como cultivos más importantes en el ciclo de estiaje y lluvias respectivamente. Al igual que en la aplicación del método anterior, usamos la Tabla (III.8) para la estimación de la evapotranspiración en la cuenca de Santa Ana, sobre una base de cálculo mensual, para el mismo año de 2006.

Las columnas 1 y 2 representan el mes y el número del mes respectivamente. La columna 3, representa el porcentaje de horas de sol en el mes *i*. La columna 4 las temperaturas medias mensuales para el año de 2006. La columna 5, el coeficiente de cultivo para zonas semiáridas. La columna 6, el factor de temperatura y luminosidad. La columna 7, el coeficiente parcial de los cultivos. La columna 8, la evapotranspiración mensual de la cuenca de Santa Ana.

Tabla III.8.- Resultados de la estimación de la evapotranspiración usando el método de Blaney-Criddle para el año de 2006.

Cálculo de evapotranspiracion usando el Método Blaney-Criddle							
mes	i	pi	Temp	k _{ti}	f _i	K _{ci}	E _{tp}
Ene	1	7.62	19.9	0.859286	13.1777064	1.2	15.8132477
Feb	2	7.19	22.5	0.94025	13.2916055	1.48	19.6715761
Mar	3	8.4	24.6	1.005644	16.3376147	1.27	20.7487706
Abr	4	8.57	27.9	1.108406	17.9655505	0.5	8.98277523
May	5	9.24	27.2	1.086608	19.0733945	0.8	15.2587156
Jun	6	9.12	25.4	1.030556	18.0726606	1.13	20.4221064
Jul	7	9.35	24.4	0.999416	18.0995413	0.93	16.8325734
Ago	8	9.02	22.6	0.943364	16.7159633	0.87	14.5428881
Sep	9	8.3	22.4	0.937136	15.3055046	0.7	10.7138532
Oct	10	8.11	21.6	0.912224	14.6575229	0.6	8.79451376
Nov	11	7.47	20.6	0.881084	13.1581651	0.5	6.57908257
Dic	12	7.5	17.6	0.787664	12.1788991	0.45	5.48050459
						Total (cm)	163.840607

La evapotranspiración estimada con el método propuesto por Blaney-Criddle, sobre la base de cálculo mensual, es de 1 638.4 mm para el año de 2006.

III.5. Procesos antrópicos

Actualmente se reconoce, que las alteraciones locales que produce el hombre en el ciclo hidrológico pueden tener implicaciones globales (UNESCO 2003, 2006). El cambio de la cubierta vegetal, asociado con la expansión de la agricultura, la urbanización y la contaminación tienen una profunda influencia en los procesos hidrológicos, que es necesario investigar tanto en las cuencas pequeñas, como a nivel regional (Shahagian, 2000; Sharma *et al.*, 2000).

El cambio del clima inducido por el hombre, así como, la variabilidad natural del clima, pueden tener impactos profundos en recursos de agua dulce en muchas áreas (Arnell *et al.*, 2001). Sin embargo, estos impactos se pueden incrementar por los factores no-climáticos, a menudo de origen antropogénico. Por lo tanto, el impacto relativo del clima comparado a los factores no-climáticos es importante al estudiar la relación entre el clima y la disponibilidad de los recursos de agua. Los factores no-climáticos pueden ser el cambio del uso del suelo y de su cubierta. En particular, el desarrollo de almacenamientos de agua en reservorios, el consumo por irrigación y la industria producen, un incremento en la evaporación que afecta sustancialmente el escurrimiento en ríos (Döll y Siebert, 2002; Rosnay *et al.*, 2003; Haddeland *et al.*, 2006). El consumo de agua puede afectar los balances hídricos anuales, mientras que las estructuras que captan el agua como las presas y los reservorios, pueden cambiar los patrones del ciclo hidrológico anual.

Por otro lado, la conversión del uso de suelo rural en urbano genera efectos nocivos en la calidad del agua y en la integridad de los ecosistemas terrestres y acuáticos circundantes (Novotny y Olem, 1994). También las corrientes del flujo en la cuenca son probablemente por canales pavimentados, alcantarillas de drenaje de aguas residuales y otros elementos de drenaje artificial. El más significativo de estos efectos es la alteración del ciclo hidrológico, de modo que varias partes de él experimentan cambios importantes, como el flujo, y las áreas en la cuenca se modifican. Hay un grupo principal, interrelacionado, pero con efectos separados sobre la hidrología de un área. Los efectos más comunes son: (1) una reducción en la infiltración y la disminución en el tiempo del recorrido; (2) cambio en las características del flujo pico; (3) cambios en el escurrimiento total (Leopold, 1968). Como la cuenca cambia, gradualmente se vuelve más impermeable y se hace hidrológicamente más activa cambiando las componentes del flujo de corrientes y el origen de la descarga. Adicionalmente la urbanización tiende a incrementar tanto el flujo de inundación como el flujo pico. Además los flujos se hacen más frecuentes debido al cambio de uso de suelo. Otro efecto significativo de la urbanización sobre la hidrología de una cuenca es el cambio en el intervalo de recurrencia de una descarga dada (Novotny *et al.*, 2000).

La actividad de mayor importancia en la región es la agricultura de riego, siendo los principales cultivos: el chile, maíz, ajo, cebolla, frijol, y forrajes. Otras actividades son el comercio, la explotación y beneficio de minerales, la ganadería y la industria. Las actividades agrícolas, pecuarias, industriales y mineras en la cuenca, contribuyen a su deterioro.

III.5.1. modificaciones en el régimen natural de escurrimiento

En los años de 1973 a 1977 se construyeron los drenes Las Cuatas, El Pardillo y parte del dren General con una longitud total de 36 km distribuidos de la siguiente manera: 8.360 km las Cuatas, 13.400 km el Pardillo y 8.100 km del General.

Estas construcciones modificaron los escurrimientos naturales de los arroyos localizados en la cuenca, pues los volúmenes escurridos por ellos antes de la construcción de estas estructuras, eran descargados en los lagos de Santa Ana y Sedano. También modificó de forma significativa el volumen de escurrimiento en la cuenca del acuífero de Calera, pues aproximadamente el 86.5% del escurrimiento total de la cuenca, descarga en lago de Santa Ana y el 13.5% en el lago de Sedano (Gaytán et al., 2008)

La construcción de esta red de drenes incrementó el área de captación de la cuenca original del lago, de 156.83 km², a 1778.10 km² y el volumen captado en el lago que en condiciones naturales era de 571X10³ Mm³/año, pasó a ser de 7524X10³ Mm³/año, con la construcción de los drenes.

Aunado a lo anterior las contribuciones de aguas residuales de las ciudades de Calera, Fresnillo, poblaciones como Ramón López Velarde, Plateros, Francisco I. Madero y las descargas directas de aguas residuales de la cervecería Modelo a través del emisor construido a finales del 2005, han disminuido de forma significativa, la intermitencia del lago (Gaytán et al., 2008).

III.5.2. Extracción de agua subterránea

Contribución del agua subterránea

Para determinar el balance hidráulico en el lago es necesario conocer las entradas y salidas de agua en el sistema, donde el agua subterránea puede contribuir en ambas formas. En este estudio se consideraron las contribuciones de agua subterránea como despreciables comparadas con el escurrimiento, la precipitación y los drenes (entradas) o salidas (evaporación).

Para la estimación del volumen de agua subterránea utilizada en la agricultura y servicios de suministro municipal, se recopiló la información de los aprovechamientos de agua superficial y de los volúmenes captados los cuales se mencionan, a continuación (Tabla III.9).

La descarga de agua del sistema del acuífero de Calera se debe principalmente a:

(a) a través del bombeo de pozos destinados a servicios de la agricultura, industria y agua potable y

(b) evaporación.

Tabla III.9. Evaluación de la extracción de acuerdo al uso del agua (CONAGUA, 2002).

Tipo de Obra	Uso del agua										Obras Inactivas
	Agrícola		Domestico/pecuario		Público Urb. / servicios		Industrial		Total		
	No. Aprovechamientos	Volumen Extracc. (Mm ³ /año)	No. Aprovechamientos.	Volumen Extracc. (Mm ³ /año)	No. Aprovechamientos	Volumen Extracc. (Mm ³ /año)	No. Aprovechamientos	Volumen Extracc. (Mm ³ /año)	No. Aprovechamientos	Volumen Extracc. (Mm ³ /año)	
Pozos	804	95.710	14	0.020	36	18.220	14	6.000	868	119.95	144
Norías	207	3.500	22	0.020	23	1.530	0	0.000	322	5.05	54
Total	1081	99.210	36	0.040	59	19.750	14	6.000	1190	125	198

III.5.3. Extracción de agua superficial

Extracción y uso del agua

Para estimar el volumen de extracción anual de agua superficial, usada en la agricultura y servicios municipales, se obtuvo la información de la (CONAGUA, 2002) Tabla III.10. Como se observa el volumen anual de las extracciones de agua superficial es bajo comparado con la extracción de agua subterránea, fuente principal para la agricultura, durante la estación seca (CONAGUA, 2002).

Existen pocos aprovechamientos de agua superficial, siendo estos de reducida capacidad, pero de gran importancia, para la zona y que se presentan a continuación:

Tabla III.10. Principales aprovechamientos hidráulicos superficiales de la zona (CONAGUA, 2002).

Nombre	Municipio	Capacidad instalada, Mm ³	Corriente aprovechada	Beneficio ha
Arroyo de Enmedio	Gral Enrique Estrada	2.9	A. Barrancos	230
Bordo Toribio	Calera	2.8	A. de Enmedio	620
Calera	Calera	2.0	A. Calera	207
La Bomba	Fresnillo	2.0	A. El Aguila	457
Los Chilitos	Fresnillo	1.9	A. Prieto	-
El Peñasco	Gral. Enrique Estrada	1.6	A. Las Iglesias	135
	Totales	13.2		1649

Como se puede observar en la tabla anterior, los aprovechamientos superficiales en la cuenca tienen poca influencia en la irrigación comparado con las dimensiones de la cuenca, por lo que se hace notar que la fuente principal de abastecimiento de agua para la zona de riego en la cuenca proviene de la explotación de los mantos de agua subterránea, con una capacidad instalada que se muestra, en la Tabla III.9.

III.6. Análisis y discusión de resultados

En este apartado, analizaremos los factores que intervienen en la construcción del modelo de la cuenca en el programa WMS y la simulación del escurrimiento, en el programa HEC-HMS, así como, los errores cometidos en la simulación y se determinarán las variaciones que han ocurrido en la cuenca como consecuencia de las actividades antropogénicas.

III.6.1. Batimetría del lago

Los datos medidos de la batimetría del lago de Santa Ana son presentados en la Tabla III.11, las relaciones de Elevación-Área y Elevación-Volumen son presentadas en la Figura III.17. La forma y los elementos batimétricos del lago son presentados en la Figura III.18, con elementos morfométricos, durante la estación de lluvias y la estación de secas Tabla III.12.

Tabla III.11.- Elementos batimétricos del Lago de Santa Ana

Elevación (msnm.)	Área (m ²)	Volumen (m ³)
2046.30	21 353.97	2135.40
2046.40	366 262.15	38 761.61
2046.50	800 830.50	118 844.66
2046.60	1 591 696.13	278 014.28
2046.70	2 339 384.54	511 952.73
2046.80	3 104 685.04	822 421.23
2046.90	4 005 257.43	1 222 946.98
2047.00	5 104 523.52	1 733 399.33
2047.10	5 737 411.33	2 307 140.46
2047.19	7 780 525.09	3 085 192.97
2047.30	7 835 905.86	3 868 783.56
2047.40	7 887 184.35	4 657 501.99
2047.50	7 898 978.40	5 447 399.83
2047.60	7 989 741.33	6 246 373.96
2047.70	8 041 019.16	7 050 475.88
2047.80	8 092 298.31	7 859 705.71
2047.90	8 143 576.79	8 674 063.39
2047.94	8 165 113.76	9 490 574.77

Tabla III.12.- Elementos morfométricos del lago de Santa Ana (valores promedio de los periodos de lluvias y estiaje para el año de 2006).

Parámetro	Unidad	Periodo de lluvias	Periodo de estiaje
Altitud	msnm	2047.94	2046.90
Área Cuenca+Área lago	km ²	1778.10	1773.94
Área lago + islotes	km ²	8.17	4.01
Amplitud promedio	km	2.175 1	1.013
Profundidad máxima	m	1.64	0.82
Profundidad promedio	m	0.82	0.41
Longitud de costa	km	16.86	11.01

Volumen lago	Mm ³	8.17	1.22
--------------	-----------------	------	------

Con esta información se determinaron las curvas elevación-área y elevación-volumen, del lago (Figura III.17).

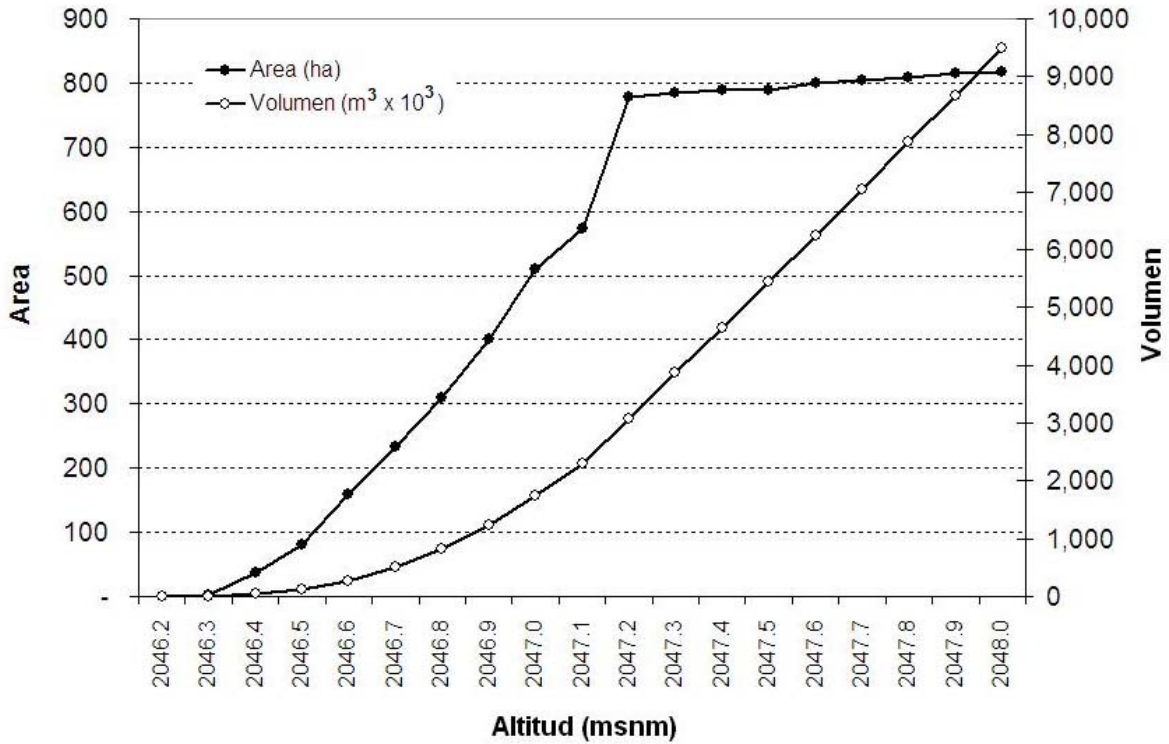


Figura III.17.- Curvas Elevación-Área, Elevación- Volumen del lago de Santa Ana

La figura anterior muestra dos zonas muy bien definidas, la zona del nivel 2046.30 a 2047.20 como la zona de mayor pendiente, donde el área y el volumen varían proporcionalmente, la otra, del nivel 2047.10 a 2048.00, típica de los lagos playa con pendientes muy suaves, donde el incremento del área es grande con respecto al cambio de altitud y del volumen.

La figura III.18, muestra los datos presentados en la Tabla III.11, correspondiendo el nivel 2047.94 de la tabla, a la curva 0.00 y el nivel 2046.50 a la curva -1.50.

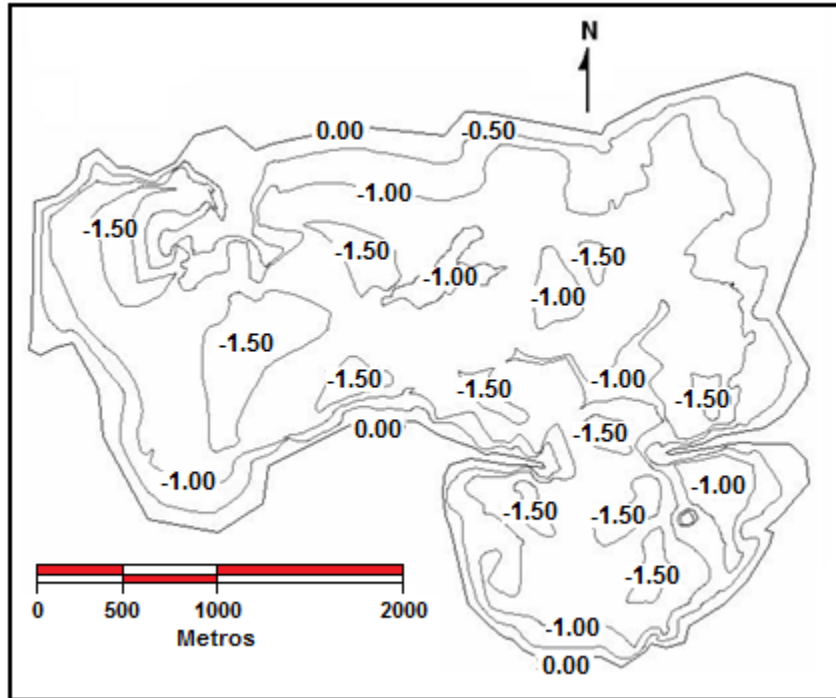


Figura III.18.- Batimetría del Lago de Santa Ana obtenida con el programa AutoCad (2005).

III.6.2. Precipitación y evaporación

Los datos promedio de la precipitación, temperatura y evaporación para las estaciones meteorológicas de Calera, Fresnillo y Zacatecas son presentados en la Tabla III.13 y Figura III.19. Las alturas anuales obtenidas de la precipitación, evaporación y temperatura fueron estimadas mediante la técnica de los polígonos de Thiessen, basada en el periodo de 1963 a 2006, donde las series de datos estaban disponibles (Conagua, 2007b). Una precipitación y evaporación media anual de 427 mm y 2247 mm respectivamente y una temperatura media de 15.5 °C fueron obtenidas para la cuenca de Calera. Los patrones mensuales de precipitación, evaporación y temperatura son presentados en la Figura III.19, la cual también muestra una variación de carácter cíclico de la precipitación y evaporación, que pudiera estar asociado con el fenómeno del Niño. Los patrones de precipitación y evaporación mensual para el periodo de 1963 a 2006 son mostrados en las Figuras III.20 y III.21, respectivamente. El periodo de precipitación media anual se presenta de junio a octubre y el periodo seco de noviembre a mayo, con julio y agosto generalmente exhibiendo la intensidad más fuerte. Sin embargo, la tasa de evaporación más alta ocurre en el periodo más caliente de marzo a junio, siendo el mes de mayo el más caliente del año. Durante la estación de lluvias, la tasa de evaporación disminuye gradualmente, con los valores promedios más bajos en el mes de diciembre. Estos valores resaltan la baja de precipitación en la cuenca del lago, y la fuerte influencia, de la evaporación en la intermitencia del mismo. El coeficiente de evaporación estimado para el mes

de marzo de 2006, utilizando una charola de evaporación fue de $C = 0.77$ (Gaytán et al., 2008), valor que concuerda con el coeficiente de evaporación típico para el lago de Chapala, el lago natural más grande en México, localizado al sur, del área de estudio (Van Afferden y Hansen 2003).

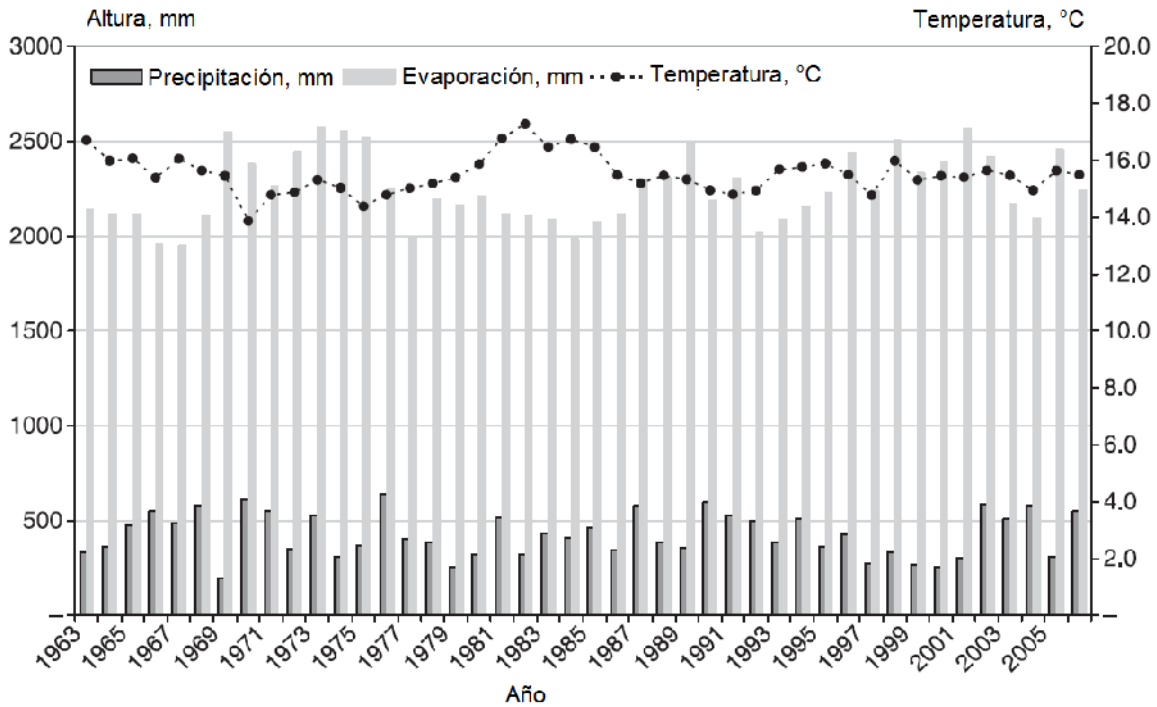


Figura III.19.- Datos promedio de precipitación. Evaporación y temperatura para las estaciones de Calera, Fresnillo y Zacatecas para el periodo 1963-2006.

Tabla III.13.- Datos promedio de precipitación. Evaporación y temperatura para las estaciones de Calera, Fresnillo y Zacatecas para el periodo 1963-2006.

Mes	Precipitación (mm)	Evaporación (mm)	Temperatura (°C)
Enero	16.11	133.68	10.31
Febrero	8.10	160.49	11.64
Marzo	4.50	240.92	13.80
Abril	6.57	268.08	16.73
Mayo	17.69	269.47	19.32
Junio	67.88	235.97	20.25
Julio	89.87	199.03	18.96
Agosto	90.10	181.17	18.61
Septiembre	73.13	153.04	17.25
Octubre	31.71	150.20	15.38
Noviembre	9.69	133.71	12.64
Diciembre	11.66	121.08	11.30

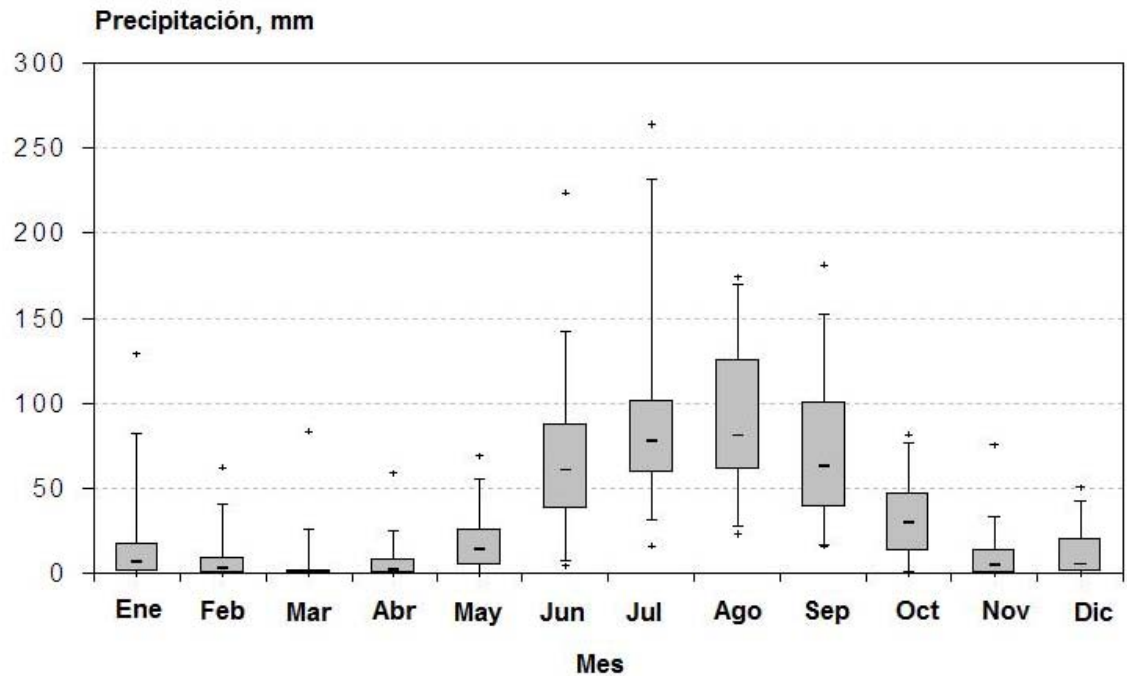


Figura III.20.- Patrón de precipitación periodo 1963-2006

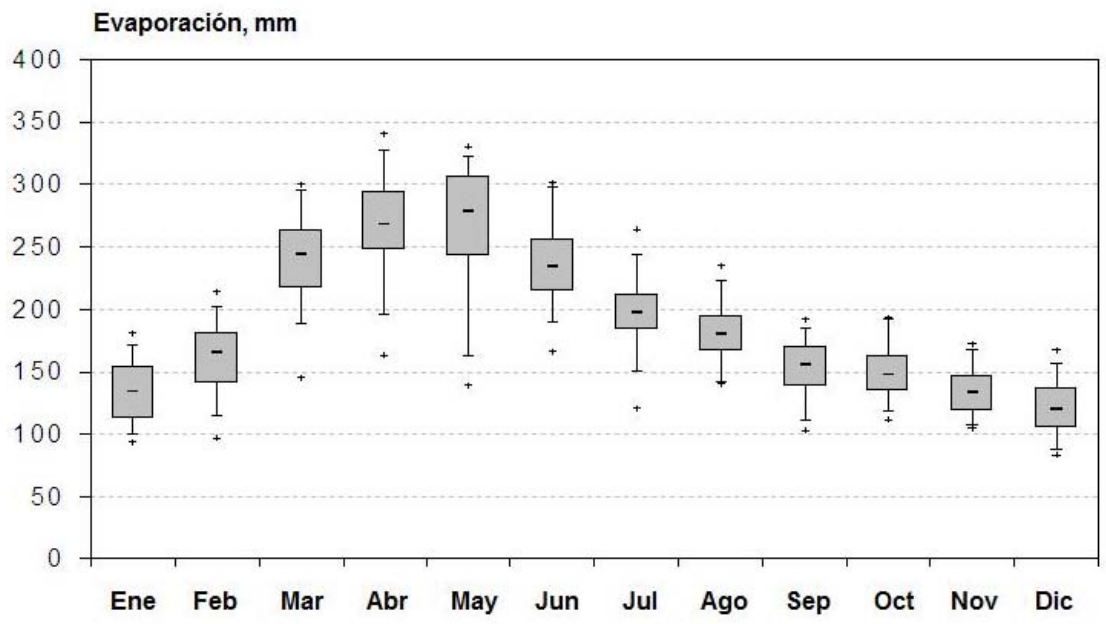


Figura III.21.- Patrón de evaporación periodo 1963-2006

III.6.3. Estimación de los límites de la cuenca

Los resultados del WMS de la delineación de la cuenca para el lago de Santa Ana son mostrados en la Figura III.22, La Figura muestra la existencia de dos subcuencas que contribuyen al escurrimiento total del lago. Incluyendo la cuenca

natural (existente antes de la construcción de los drenes) y la cuenca modificada (después de la construcción de los drenes en el lugar). La cuenca natural cubre un área de 157 km² y la cuenca modificada un área de 1621 km². Las áreas combinadas que contribuyen comúnmente al lago son de 1778 km².

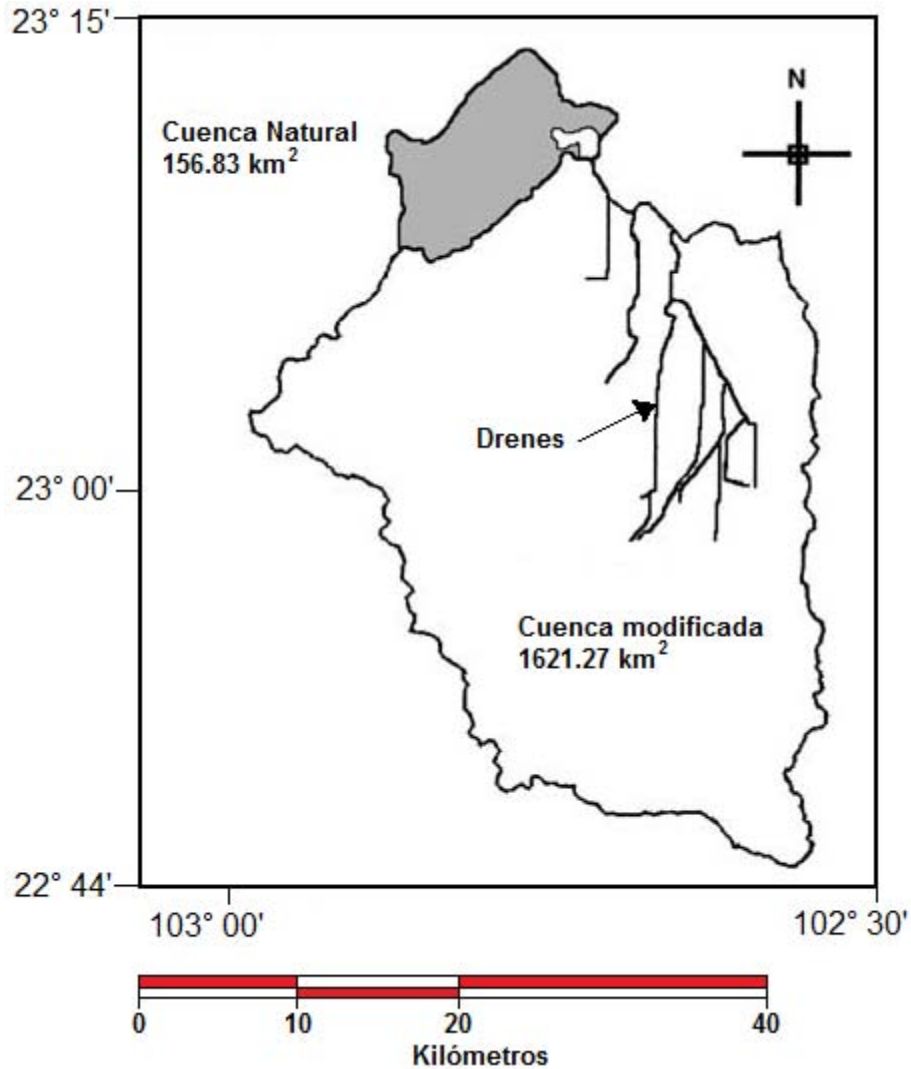


Figura III.22.- Límites y áreas de las subcuencas del Lago de santa Ana

III.6.4. Simulación del balance hidrológico

Un periodo mensual para el año de 2006 fue usado para calcular el escurrimiento. El escurrimiento calculado con el modelo HEC-HMS, fue calibrado por comparación de los niveles observados en el lago y estimando el área y el volumen con las curvas elevación-área y elevación-volumen (mostradas en la Figura III.17). Los factores de corrección de la precipitación y evaporación (PF y EF respectivamente), del modelo de escurrimiento fueron ajustados con un procedimiento de prueba y error para cada mes simulado del año 2006. Los parámetros del modelo HEC-HMS (uso de suelo, tipo de suelo, tasa de infiltración

máxima, impermeabilidad, etc.), fueron modificados para cada simulación mensual, hasta que los valores concordaron con los valores medidos por el balance mensual para el mismo mes. Los resultados de la simulación del escurrimiento y sus impactos en el balance hidrológico del lago son mostrados en la Tabla III.14 y las Figuras III.23 y III.24. Estas figuras resaltan una buena concordancia entre los valores observados y los calculados del área y el volumen del lago durante el periodo de enero a diciembre de 2006,

Tabla III.14.- Resultados del modelo de simulación HEC-HMS para el periodo enero-diciembre 2006

2006 Mes	Elevación Observada msnm	Área lago (observada) ha	Volum.lago (observado) m ³ X 1000	Área lago (calculada) ha	Volum.lago (calculado) m ³ X 1000	Diferencia Área %	Diferencia Volumen %
Enero	2046.75	262.55	667.19	272.20	695.72	-3.68%	-4.28%
Febrero	2046.68	221.98	512.16	196.34	460.40	11.55%	10.11%
Marzo	2046.58	155.35	315.18	119.63	294.84	23.00%	6.46%
Abril	2046.32	14.03	105.95	19.38	123.40	-38.10%	-16.46%
Mayo	2046.52	95.90	150.68	119.63	180.69	-24.74%	-19.92%
Junio	2046.69	226.46	560.56	196.55	459.89	13.21%	17.96%
Julio	2046.89	391.01	1152.89	355.50	1166.48	9.08%	-1.18%
Agosto	2047.04	535.77	1962.82	542.10	1967.27	-1.18%	-0.23%
Septiembre	2047.45	789.31	5005.25	789.31	5031.92	0.00%	-0.53%
Octubre	2047.41	780.84	4870.74	789.31	4712.19	-1.08%	3.26%
Noviembre	2047.34	778.64	4134.27	786.15	4205.29	-0.96%	-1.72%
Diciembre	2047.32	775.62	4056.53	776.15	4026.35	-0.07%	0.74%

III.6.5. Discusión de resultados del balance hídrico del sistema

La Tabla III.13, muestra diferencias significativas en el área de la cuenca del lago de Santa Ana, y como consecuencia, un incremento del escurrimiento en el volumen almacenado en el lago. La construcción de los drenes como medio de protección de la zona de riego agrícola contra inundaciones incrementó el área del lago de 167.3 ha a 780.6 ha, esto representa en términos del escurrimiento un incremento de 571×10^6 Mm³/año a $5\,724 \times 10^6$ Mm³/año. El área de estudio esta ubicada en un clima seco con una lluvia <74 mm de noviembre a mayo, causando la conocida intermitencia del lago antes del año de 1973. Las nuevas contribuciones de agua resultantes de la construcción de los drenes, las descargas de aguas residuales municipales a principios de 1979 y las descargas recientes de la cervecería Modelo desde fines del 2005, han contribuido a la disminución de la intermitencia del lago (Gaytán et al., 2008). El modelo de balance hidrológico propuesto fue capaz de simular el régimen de escurrimiento del lago. Algunas desviaciones importantes se encontraron en la predicción del modelo en el periodo de marzo a julio, lo cual cambia algunos de los valores estimados de positivos a negativos. Estas desviaciones pudieran ser atribuibles a que solo se uso un coeficiente de evaporación para el lago, el cual fue estimado en el mes de marzo de 2006, y usado para todo el periodo simulado. Como se mostró en la Figura III.21, la cuenca del lago tiene la más alta evaporación sobre el ciclo anual entre marzo a julio, por lo que el modelo requiere de un coeficiente

específico mensual de evaporación para refinar los valores predichos. Por otro lado, las desviaciones pudieran ser causadas por las contribuciones del agua subterránea al lago, esta componente del balance hidrológico es muy compleja, tanto como la información de la estructura del suelo del fondo del lago y de su conductividad hidráulica que nos son bien conocidas.

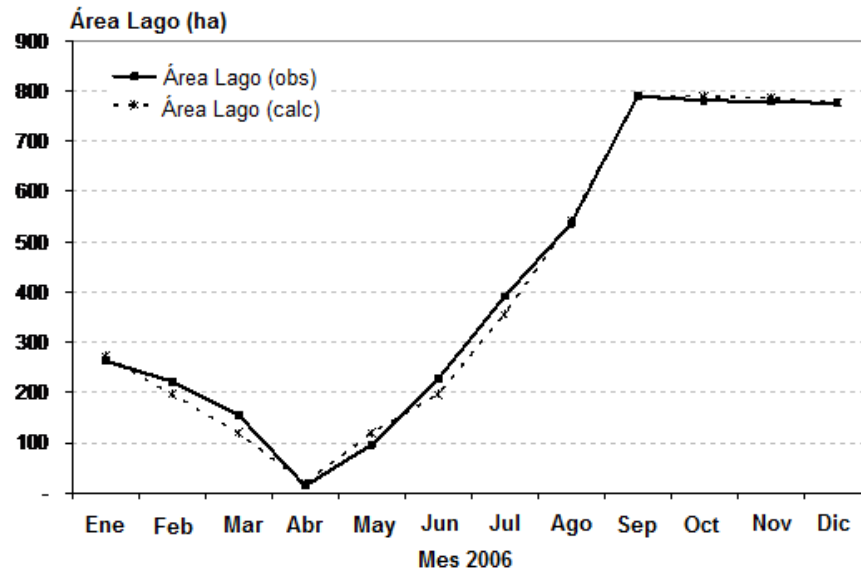


Figura III.23.- Resultados calculados y observados por el modelo del área del lago

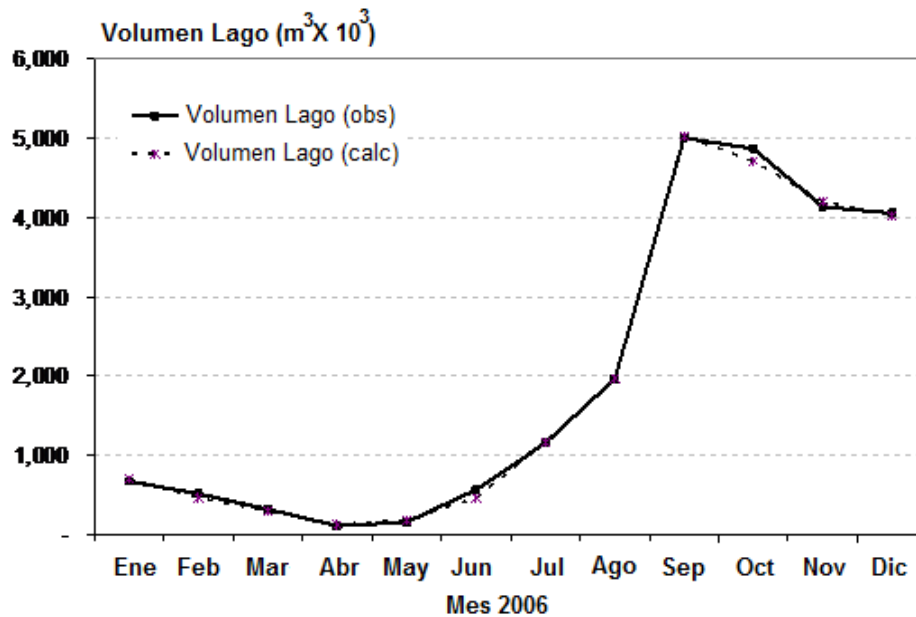


Figura III.24.- Resultados calculados y observados por el modelo del volumen del lago

III.7. Conclusiones

Los límites de la cuenca del lago de Santa Ana han sido modificados desde una superficie de 156.83 km², hasta 1778.10 km², principalmente por la construcción de la red de drenes en la zona de riego agrícola de la cuenca, así como también por las descargas de aguas residuales municipales y de la industria. Estos cambios modificaron el balance hídrico del lago, incrementando los escurrimientos por un factor de 10 y reduciendo la intermitencia del mismo causada por las condiciones hidrológicas naturales.

Los modelos WMS y HEC-HMS, permitieron la simulación de las condiciones naturales y modificadas en la cuenca del lago, cuantificando los procesos principales del ciclo hidrológico. El modelo fue calibrado con medidas mensuales hidrológicas y datos hidrométricos para el año 2006. A pesar de que las Figuras III.30 y III.31, muestran una alta correlación en el área y volumen del lago observado y calculado con el modelo aplicado, existen diferencias aún entre ambos valores. La diferencia entre el valor medido y el calculado del volumen es por ejemplo >10% durante el periodo de alta evaporación, alcanzando una diferencia máxima del 20% en el mes de mayo. En contraste con la diferencia máxima entre el valor medido y calculado para el periodo de julio a enero la cual es < 5%. Como se anotó antes, será necesario incluir una relación temporal en el modelo que considere la variación mensual del coeficiente de evaporación del lago.

El coeficiente de evaporación obtenido para el lago de Santa Ana durante el mes de marzo con el uso de un evaporímetro, fue de $C=0.77$, mismo que concuerda con el coeficiente obtenido para el lago de Chapala, el lago más grande de México ubicado en el estado de Jalisco.

Por lo que respecta a los resultados de la infiltración, se concluye que los suelos en la cuenca de estudio corresponden a suelos que tienen una infiltración rápida, esto es con valores de infiltración mayores a 2.5 cm/hr.

La evapotranspiración en la cuenca es alta, se estimó su valor para el año de 2006, mismo, que fue de 1638.4 mm, considerando que los cultivos que en ella se realizan, son abastecidos principalmente con agua subterránea, esto contribuye al abatimiento del nivel freático del acuífero de calera.

De la prueba de permeabilidad de Lefranc en el suelo del lago, se concluye que existen pocas posibilidades de que el lago de Santa Ana funcione como lago de infiltración, pues el valor obtenido de la permeabilidad de $k = 3.18 \times 10^{-8}$ cm/seg, corresponde a suelos prácticamente impermeables, lo que demuestra poca posibilidad de interacción entre el agua del lago y el agua subterránea.

Los modelos usados en este estudio finalmente fueron capaces de simular la influencia de las actividades antropogénicas en la cuenca del lago de Santa Ana, la cual ha incrementado las contribuciones del escurrimiento por un factor de 10, a la vez que se redujo significativamente la intermitencia cíclica de este cuerpo de agua.

Sección IV. CALIDAD DEL AGUA

IV.1. Introducción

Toda propiedad del agua está en función de la disposición de sus moléculas en el espacio, que tienen tendencia a formar polímeros con base en sus puentes de hidrógeno, cuyo número es dependiente de la temperatura. Esta tendencia a formar macromoléculas le confiere propiedades excepcionales en comparación con otros compuestos de molécula individual similar, por ejemplo, su punto de ebullición es casi de 100°C y para su equivalente más cercano el ácido sulfhídrico es de -60°C; la densidad máxima la alcanza a una temperatura cercana al punto de congelación; el estado sólido es de menor densidad y flota sobre el líquido; su alto calor específico le permite absorber una gran cantidad de energía sin manifestar un incremento fuerte de temperatura, propiedad que interviene en la regulación del clima en nuestro planeta (Martínez, 1998).

Asimismo presenta un comportamiento anómalo con relación a otras propiedades como viscosidad, tensión superficial y refracción de la luz entre otras.

Las aguas dulces no son totalmente puras, debido a que en su dinámica por la tierra erosionan y disuelven los componentes de las rocas y suelos de diferente constitución edafológica; además contienen aquellos gases presentes en la atmósfera que se disuelven en la interfase entre ambos medios. En el agua marina y salobre, se incrementan ciertos iones y se adicionan otros favorecidos por la condición salina, también se encuentra una fracción de materia orgánica disuelta y una particulada; en la mayoría de los cuerpos de agua la primera es mucho más grande que la segunda y tiene una importancia trófica para los heterótrofos, principalmente bacterias y hongos. La materia orgánica particulada forma parte de los detritos y la materia orgánica disuelta, de las sustancias húmicas.

Tener en cuenta ciertas propiedades y características del agua que se encuentra en los cuerpos naturales (aguas epicontinentales, salobres y marinas) como la contenida en estanquería construida, permite la comprensión el manejo y la conservación de los organismos que los habitan, sean los que sostienen un recurso pesquero o aquellos que el hombre cultiva. En ambos casos se requiere del conocimiento fisicoquímico que defina por un lado las condiciones ecológicas y por el otro la calidad, además de discriminar situaciones de impacto y deterioro biótico y abiótico, no solo en el propio recurso, sino también como consecuencia de los manejos acuícolas (Martínez, 1998).

Tabla IV.1.- Clasificación del agua en función de sus usos y características de calidad (Martínez, 1998).

Clave	Usos	(1) pH	(2) Temperatura °C	(3) O.D. (mg/l) Límite máximo	(4) Bacterias coliformes NMP (organismos/100 ml) Límite máximo	(5) Aceites y grasas (mg/l) Límite máximo	(6) Sólidos disueltos (mg/l) Límite máximo	(7) Turbiedad (UTJ) Límite máximo	(8) Color (Escala platino cobalto) Límite máximo	(9) Olor y sabor Límite máximo	(10) Nutrientes nitrógeno y fósforo Límite máximo	(11) Materia flotante Límite máximo	(12) Sustancias tóxicas Límite máximo
DA	Abastecimiento para sistemas de aguas potable y de la industria alimenticia con desinfección. Recreación (contacto primario) y libre para los usos DI, DII y DIII.	6.5 a 8.5	CN más 2.5 (a)	4.0	200 fecales (b)	0.76	No mayor de 1000	10	20	Ausentes	(C)	Ausente	(d)
DI	Abastecimiento de agua potable con tratamiento convencional (coagulación, filtración y desinfección) e industrial.	6.8 a 9.8	CN más 2.5 (a)	4.0	1000 fecales (e)	1.0	No mayor de 1000	CN	(f)	(g)	(C)	Ausente	(d)
DII	Agua adecuada para uso recreativo, conservación de flora, fauna y usos industriales.	6.0 a 9.0	CN más 2.5 (a)	4.0	10000 coliformes totales como promedio mensual; ningún valor mayor de 20000 (h)	Ausencia de película visible	No mayor de 2000	CN	CN	CN	(C)	Ausente	(d)
DII	Agua para uso agrícola e industrial.	6.0 a 9.0	CN más 3.5 (a)	3.2	1000 (j) y libre para los demás cultivos	Ausencia de película visible	(i)	CN más 10	CN		(C)	Ausente	(d)
DIV	Agua para uso industrial (excepto procesamiento de alimentos).	5.0 a 9.5		3.2									

pH = Potencial hidrógeno; OD = Oxígeno disuelto; NMP = Número más probable; UTJ = Unidades de turbiedad Jackson; mg/l = Miligramos por litro; CN = Condiciones naturales; °C = Grados centígrados. Tomado del Reglamento Federal sobre Obras de Provisión de Agua Potable, 1953.

a) Máximo 30°C excepto cuando sea causada por condiciones naturales. Medida en la superficie fuera de la zona de mezclado, la cual se determinará de acuerdo con las características de la descarga; b) Este límite es no más de 10% del total de las muestras mensuales (5 mínimo), podrá ser mayor a 2000 coliformes fecales; c) No deben existir en cantidades tales que provoquen una hiperfertilización; d) El criterio con respecto a sustancias tóxicas es que ninguna sustancia tóxica sola o en combinación con otras, estará presente en concentraciones tales que conviertan el agua del cuerpo receptor en inadecuada para el uso específico a que se destinen. e) Este límite, en no más del 10% del total de las muestras mensuales (5 como mínimo), podrá ser mayor a 2000 coliformes fecales; f) No será permitido color artificial que no sea coable por tratamiento convencional; g) ausente; h) 2000 coliformes fecales como promedio mensual, ningún valor mayor de 4000; i) Conductividad no mayor de 2000 μ mohs/cm. Si el valor de RAS es mayor de 6, la Secretaría de Recursos Hidráulicos fijará el valor definitivo. RAS igual a relación de absorción de sodio. Boro 0.4 mg/l. Para valores superiores, la autoridad competente fijará el valor definitivo.

El término “calidad del agua” se aplicó originalmente para la de consumo humano, después para la de uso agrícola e industrial. Con base en la composición del agua y en consecuencias de sus características, se puede clasificar para diversos fines, según las necesidades y actividades antropogénicas, como fue referida en el Reglamento Federal sobre Obras de Provisión de Agua Potable en 1953 (Tabla IV.1).

Para definir el empleo o controlar la calidad de las aguas lénticas (sin movimiento) o lólicas (con movimiento), solo se requiere cuantificar ciertas variables fisicoquímicas, a pesar de que contengan una diversidad de compuestos y gases disueltos, referidos como variables o parámetros. Además existen entre aguas dulces, salobres y marinas, ciertos parámetros diferenciables, junto con su interpretación.

Monitoreo de los Parámetros Básicos

La necesidad de detectar los cambios que ocurren en el medio ambiente, causados de manera natural o por la actividad humana, se ha incrementado drásticamente en los últimos 50 años. Con el crecimiento de las fronteras urbanas, agrícola-ganaderas, forestales, pesqueras, mineras e industriales, hemos pasado de una época en la cual era posible localizar la fuente principal de contaminación o disturbio en un tiempo razonablemente corto, a una en la que los efectos de cambio pueden sentirse o detectarse a miles de kilómetros de distancia del lugar de origen y con consecuencias significativas a través de generaciones (calentamiento global, desertificación, lluvia ácida, especies invasoras, entre otros). Las sinergias entre los factores naturales y artificiales, autóctonos o externos, o entre los bióticos y abióticos, aunadas a los costos cada vez mayores, hacen que los programas de monitoreo ecológico requieran una mejor planeación, ejecución, análisis, almacenamiento de datos y comunicación a los usuarios y autoridades de cada país o región (Abarca, 2005).

El tema de monitoreo ecológico ha sido abordado por numerosos autores en diferentes áreas geográficas y con distintos enfoques (Spellberg, 1991; Chapman, 1992; Loeb y Spacie, 1994; Mudrock y MacKnight, 1994; Asociación Americana de Salud Pública — APHA por sus siglas en inglés— 1995; Díaz *et al.*, 1995; López y Guzmán, 1995; Shear, 1995; Bain y Stevenson, 1999; De la Lanza, 2000; Environmental Protection Agency —EPA por sus siglas en inglés— 2002a; Attrill, 2002). En la mayoría de los casos, el monitoreo ecológico se ha concentrado en medir la calidad ambiental en aire y agua. Sin embargo, en materia de humedales, los esfuerzos serios por establecer lineamientos y directrices para programas de monitoreo han sido relativamente recientes (Convención Ramsar 1995, 1996, 2004 y 2005). Más aún, hasta hace poco se ha cambiado el enfoque de medir meramente la calidad de agua por uno que mida la integridad ecológica del humedal (Abarca, 2005).

Spellerberg (1991) define el monitoreo como “las observaciones sistemáticas de parámetros relacionados con un problema específico, diseñadas de tal manera

que nos provean información sobre las características del problema a tratar y sus cambios a lo largo del tiempo”.

En una acepción más restringida, Shear (1995) menciona que monitoreo es “la colección, análisis e interpretación rutinaria de datos físicos, químicos y biológicos en un sitio definido, a lo largo de un período dado y con una frecuencia de muestreo establecido”. Por su parte, Roni (2005) lo define como “la evaluación sistemática de algo, con el propósito de coleccionar datos para responder a objetivos específicos”.

Puesto de manera más sencilla, el monitoreo es determinar qué está cambiando y por qué. En ecología se usa el término monitoreo como sinónimo de las acciones para detectar un cambio en los parámetros físicos, químicos o biológicos. MacDonald *et al.* (1991) y Roni (2005)

En el caso de México la información es altamente fragmentada y no se cuenta aún con un inventariado nacional, aunque recientemente se ha iniciado un proceso de planeación para llevar a cabo un inventariado nacional de humedales con la participación de la Conafor, Conanp, CNA, Conabio, INE, instituciones académicas y expertos del país.

A nivel nacional, vale la pena mencionar el esfuerzo que instituciones como el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), diversas gerencias de la misma CNA y, más recientemente, la CONANP (impulsando fuertemente la designación de sitios Ramsar en México), han realizado para caracterizar e inventariar los cuerpos de agua interiores y costeros de México (CNA, 1998, 1998b y 2005; De la Lanza, 2002).

IV.2. Metodología.

IV.2.1 Fuentes puntuales y difusas de contaminación

Se identificarán las fuentes puntuales de contaminación realizando un recorrido por los límites del lago que permitan ubicar los puntos de descarga puntual de corrientes de agua de origen natural o antropogénico ubicándolas con un Sistema de posicionamiento Global (GPS), midiendo sus caudales y analizando sus parámetros de calidad del agua.

De igual forma se identificarán las fuentes difusas de contaminación en la cuenca del lago de Santa Ana a partir de las actividades antropogénicas que se desarrollan en ella.

IV.2.2. Calidad del agua

Para la determinación de la calidad del agua se analizarán los parámetros fisicoquímicos, biológicos y metales pesados que se enumeran a continuación; temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, turbiedad, sólidos disueltos totales, dureza, fósforo total, ortofosfatos, cloro, nitrógeno Kjeldahl,

nitratos, nitritos, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales, coliformes fecales, E. coli, mercurio, plomo, cromo y arsénico.

Para la toma y análisis de muestras de agua, se localizarán en un mapa del lago los ocho sitios definidos como estaciones de muestreo, donde se realizaran las tomas de muestras y la toma de medidas de parámetros *in situ*, mediante el uso de un bote, se localizarán los puntos definidos utilizando un GPS y se colocaran boyas que permitan su pronta localización, se tomaran muestras de agua de cada una de las estaciones y se analizaran en el laboratorio. Se realizará un muestreo de 24 horas para conocer las variaciones de los parámetros básicos de calidad del agua: pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y sólidos disueltos.

Se tomarán muestras de agua en pozos cercanos al lago para conocer su calidad del agua y hacer comparaciones con la calidad del agua del lago, que permitan conocer si existe alguna correlación ellas.

IV.3. Localización de los sitios de muestreo

Cuatro fuentes principales de escurrimientos de agua superficial para el lago fueron consideradas para el conocimiento de la calidad del agua: 1) descargas directas de la cervecería Modelo situada cerca de la ciudad de Calera, 2) la salida de la laguna de estabilización que trabaja como sistema de tratamiento de aguas residuales para la ciudad de Calera, 3) salida de la comunidad de Francisco I. Madero, y 4) un canal de drenaje (dren) que descarga las aguas residuales y excedentes de los riegos agrícolas (Figura IV.1). El muestreo del agua fue hecho en estos cuatro sitios, considerados como las amenazas principales de contaminación para el lago.

El flujo y los parámetros de calidad del agua para los sitios seleccionados se presentan en la Tabla IV.4. En la Tabla IV.6 se muestra que todas las fuentes donde se tomaron las muestras aportan aguas residuales que son recogidas por el dren general y descargadas en el lago al final de su camino.

Los parámetros básicos de calidad del agua, medidos en el lago, como temperatura, pH, transparencia, oxígeno disuelto, potencial oxido-reducción, conductividad, sólidos disueltos totales y salinidad, se describen a continuación.

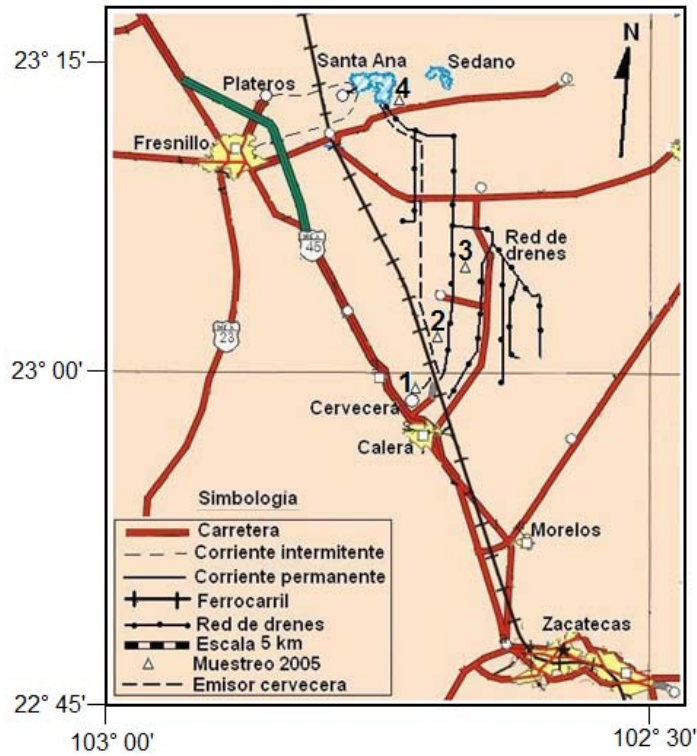


Figura IV.1.- Localización de los sitios muestreados para determinación de calidad del agua en la cuenca del Lago de Santa Ana en 2005.

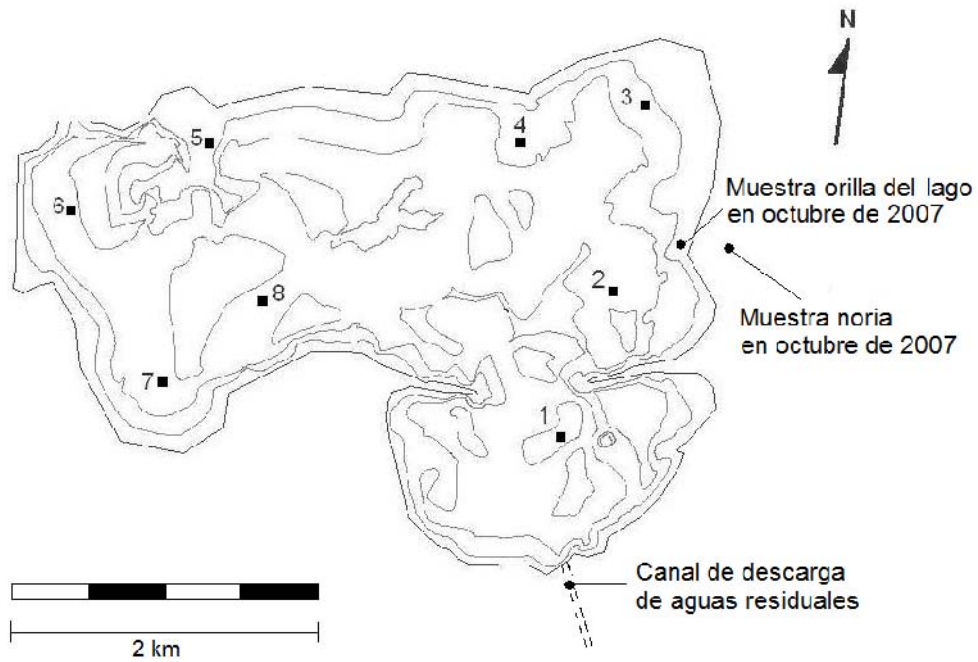


Figura IV.2.- Localización de los sitios muestreados en el Lago de Santa Ana en el 2005.

IV.4. Temperatura

Para todos los organismos acuáticos es el factor más importante, pero sus variaciones a nivel espacio-temporal no son del todo bien interpretadas, ni ecológica ni acuaculturalmente. Junto con la salinidad, determina la solubilidad del oxígeno en el agua, influye en la tasa de producción primaria y en las reacciones metabólicas de la reproducción y el crecimiento de las especies.

La temperatura del agua está relacionada con la del aire, lo cual puede ser útil para estimar con cierta anticipación el riesgo de estratificación en los estanques, dado que la temperatura del agua en día cualquiera está correlacionada con la media de las temperaturas atmosféricas de los cuatro días precedentes (Alzieu, 1994).

La temperatura de un cuerpo de agua caracteriza su estado térmico o energía de movimiento (cinética) de las moléculas; esta energía se denomina calor y la temperatura es un indicador. En ambientes acuáticos, el calor proviene directamente de la radiación solar con longitudes de onda infrarrojas que inciden en la superficie, además aquella radiación que penetra, genera calor por efecto de absorción, creándose un gradiente de la superficie al fondo en condiciones de estabilidad. La cantidad de radiación solar que llega a la superficie de la tierra depende de varios factores como el ángulo de incidencia, época del año, cobertura nubosa y latitud; la luz que llega a penetrar los estratos inferiores de los cuerpos de agua, depende de la longitud de onda, y de los sólidos disueltos y suspendidos; las longitudes de onda larga se transforman en calor y penetran, las ondas pequeñas pueden ser dispersadas por el material suspendido, atenuándose en forma proporcional. Dependiendo del tirante de agua de los ambientes acuáticos, la profundidad de calentamiento puede alcanzar el fondo y convertirse en una segunda fuente de calor para el agua suprayacente, aunque de mucho menor magnitud.

Los cuerpos de agua pueden calentarse y estratificar de manera permanente o estacional, según la latitud y altitud, con la presencia de una termoclina para el océano y una discontinuidad térmica para aguas continentales, que no permite la mezcla y renovación de aguas profundas y su oxigenación. El enfriamiento de las capas superficiales conduce a la ruptura de dicha estructura y a la mezcla con circulación vertical o convectiva; este fenómeno puede suceder diaria o estacionalmente.

La discontinuidad térmica divide a los cuerpos de agua lénticos en tres capas
Figura IV.3.

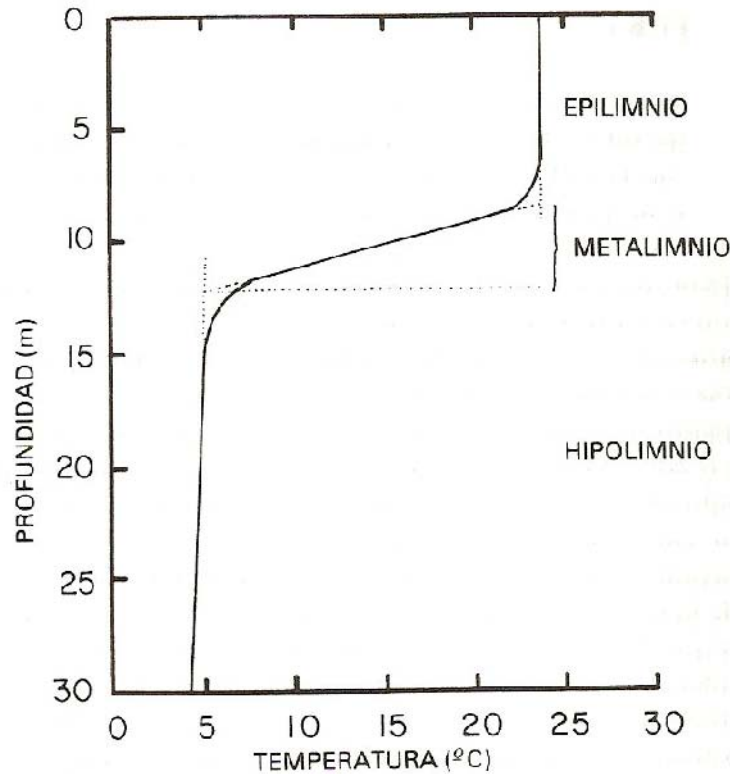


Figura IV.3.- Estratificación térmica típica en aguas interiores. El intervalo entre la línea punteada corresponde a la discontinuidad térmica (Wetzel, 1975).

- Epilimnio o capa superior. Tiene una profundidad variable donde la temperatura es semejante a la atmosférica con un nivel de oxígeno adecuado para los organismos.
- Metalimnio o capa intermedia. Es donde se encuentra la discontinuidad térmica, con un decremento de oxígeno por falta de mezcla.
- Hipolimnio o capa inferior. Tiene distinto grosor y está en contacto con el fondo, la temperatura es fría y constante, con un estado de anerobiosis regular, resultante de la estratificación por falta de mezcla.

Estas capas pueden desaparecer temporalmente, según sea el tipo o patrón de mezcla de los embalses, clasificándose según Wetzel (1975) en:

- Amícticos. Cuerpos perennes cubiertos de hielo, son raros y limitados a la Antártica o en montañas muy altas.
- Monomícticos. Cuerpos fríos donde la temperatura del agua no es mayor a 4°C, de una mezcla al año. Generalmente son lagos profundos.

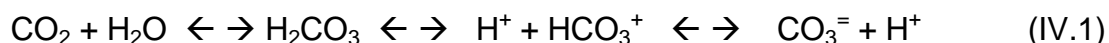
- Dimícticos. Cuerpos que circulan dos veces al año en primavera y otoño, en el verano son estratificados. Son los más comunes en latitudes templadas y en elevaciones de la región subtropical.
- Monomícticos calientes. Cuerpos que circulan en invierno y están estratificados en verano, son comunes de zonas calientes templadas, influenciadas particularmente por el clima oceánico y de áreas montañosas de latitudes subtropicales.
- Oligomícticos. Por lo general son cuerpos tropicales con una circulación escasa e irregular, de temperatura arriba de 4°C. Son pequeños o de áreas moderadas, pero de gran profundidad, que mantienen estratificación. Son comunes de la región ecuatorial de alta humedad y solo circulan en periodos anormalmente fríos.
- Polimícticos. Cuerpos de circulación frecuente o continua.

México cuenta con algunos representantes de esta división, a excepción de los primeros, en los que se llevan a cabo procesos de empobrecimiento (estratificación) o enriquecimiento (mezcla) de nutrientes, que permiten la base de la cadena alimentaria y en consecuencia de las pesquerías.

IV.5. pH

Esta variable se define como el logaritmo negativo base 10 de la concentración de iones hidrógeno. En una escala de 0 al 14, el número 7 es la neutralidad, valores inferiores corresponden a la acidez y superiores a lo básico o alcalinidad. En aguas naturales el intervalo es de 4 a 12; en áreas volcánicas con influencia de ácidos minerales o en ambientes ricos en materia orgánica, se registran niveles menores a 4, dentro del metabolismo protéico con reducción de sulfatos. Los valores de pH altos usualmente se encuentran en cuencas endorreicas con un excedente de hidróxido de sodio; la mayoría de los lagos son del tipo bicarbonatado y calcáreo.

El agua de mar presenta un pH ligeramente alcalino próximo a 8.5 por la predominancia de los carbonatos; en el caso de las lagunas puede detectarse bajo ciertas circunstancias de mezcla de aguas dulces y marinas, un gradiente espacial desde la cabecera del estuario (ácido) hasta la boca (alcalino): en ambientes costeros la variación diurna puede señalar un ciclo en función de la respiración nocturna (pH ácido) y la fotosíntesis matutina (pH alcalino), como se muestra en la Figura IV.4. Dado lo anterior, es factible utilizar el pH como una estimación primaria con base en la relación de cambio del CO₂ respirado y asimilado tomando como base la reacción:



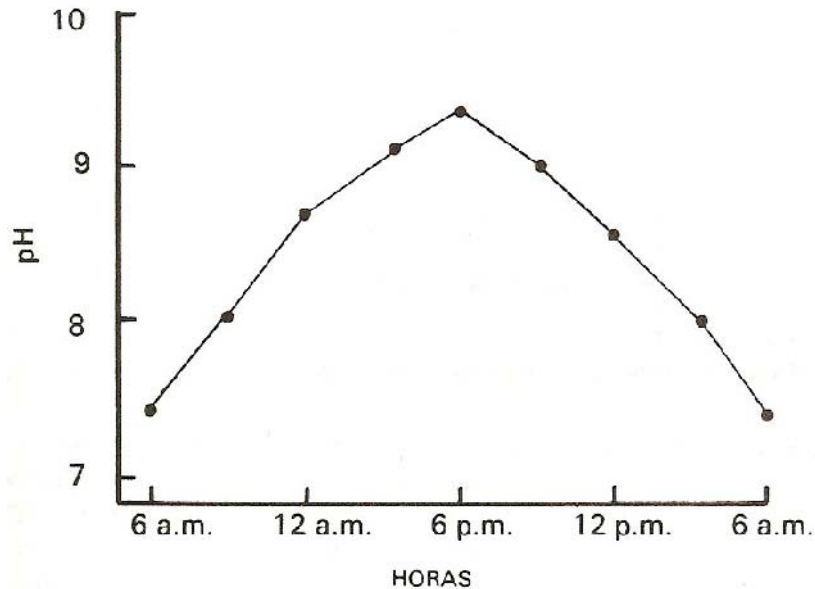


Figura IV.4.- Comportamiento del pH en 24 horas en aguas interiores (Martinez 1998).

IV.6. Transparencia disco Secci

La cuantificación de esta variable se realiza a través de la transparencia o turbiedad, con el disco de Secci (disco metálico de 20 a 25 cm de diámetro, pintado en blanco y negro en cuadrantes alternados y suspendido de un cable graduado en centímetros), que determina indirectamente tanto el material suspendido inorgánico (arcillas y limos), como el orgánico (fitoplancton y zooplancton) que atenúan la penetración de la luz e interfieren en los procesos de la fotosíntesis. En acuicultura se ha utilizado como una estimación muy general del índice de células por litro. Desde el punto de vista acuícola y ecológico, existen límites de tolerancia para la fracción inorgánica por producir problemas en las comunidades e interferir en los procesos productivos primarios.

En estanques para cultivo, la turbiedad y el color son el resultado de las partículas coloidales arcillosas y materia orgánica disuelta o particulada como el plancton. Los estanque de tierras leñosas por lo general son coloridos por sustancias húmicas procedentes de la vegetación en descomposición (Boyd, 1990).

Considerando los aspectos ecológico y acuícola, la profundidad hasta donde se recibe el 1% de la luz incidente y donde se llevan a cabo los procesos fotosintéticos se denomina "zona eufótica", los estanques de cultivo con una alta densidad de plancton son muy turbios y con frecuencia la zona eufótica es de poca profundidad. Según Almazán (1977), la profundidad de visibilidad al disco Secci, multiplicada por 2 da una buena aproximación de lo profundo de la zona eufótica.

Aún bajo condiciones excesivas de altas cargas de arcilla, pocas veces son lo suficientemente abundantes como para dañar a los organismos. Las lagunas costeras, como las de la vertiente pacífica, con épocas de sequía y lluvias extremas favorecen la erosión, el transporte y la sedimentación, con alto contenido de material suspendido, ambiente común para las comunidades acuáticas. Para el aspecto acuícola, dichas cargas provocan no solo la obstrucción física de los órganos de los individuos, sino también altas tasas de sedimentación en los fondos, que ocasiona asfixia de los huevos de los peces y enterramiento de fuentes alimentarias, entre otras cosas.

IV.7 Oxígeno disuelto

En ambientes naturales la concentración de este gas está en constante cambio, dependiendo de factores fisicoquímicos como la temperatura y la salinidad, y de factores biológicos como la fotosíntesis y la respiración. La fuente principal de oxígeno en el agua es la atmósfera, y en la interfase entre este ambiente y el agua, no se alcanza totalmente el equilibrio debido a los factores ya señalados, además del efecto de la turbulencia regida por el viento. La dirección de difusión entre ambos medios depende de las diferencias de presión gaseosa; durante la noche se presenta un déficit de oxígeno disuelto que permite el flujo del gas atmosférico hacia el agua, contrario a lo que sucede en la mañana, debido a que la fotosíntesis mantiene un excedente de oxígeno en el agua, que se cede a la atmósfera o que se consume por respiración.

Como la disolución de este gas depende de la temperatura y la salinidad, a veces la comparación de concentraciones espacio-temporalmente resultan inapropiadas, sobretodo en términos de reglamentación en calidad del agua, y una manera de resolver esta situación, es referirla como porcentaje de saturación.

La forma para calcular la saturación es determinar al mismo tiempo la temperatura y salinidad de la muestra de oxígeno; estas dos variables permiten calcular mediante un diagrama (Figura IV.5) la concentración del gas esperable, posteriormente a través de una regla de tres, calcular el porcentaje de oxígeno cuantificado en el agua; por ejemplo, el oxígeno esperable a una temperatura de 28°C y una salinidad del 18% consultado en el diagrama, es de 4.8 ml/l y el oxígeno evaluado a través de Winkler en el agua es de 4.5 ml/l entonces:

El valor de 4.8 se corresponde a un 100% de saturación por lo tanto el valor de 4.5 se corresponde a un 93.5% de saturación.

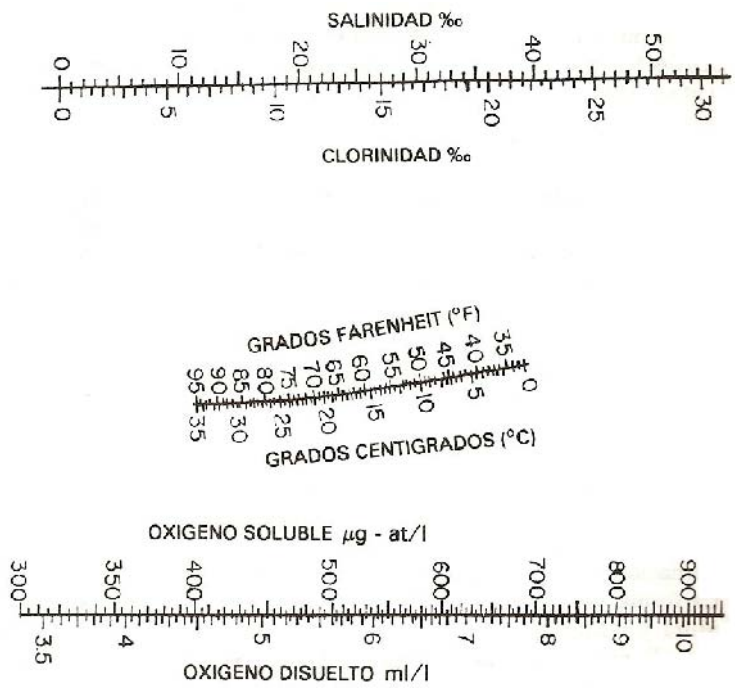


Figura IV.5.- Diagrama para obtener el porcentaje de saturación bajo una temperatura y salinidad determinadas (tomado de Strickland y Parsons, 1968).

Cuando existen florecimientos explosivos de fitoplancton, la concentración del gas puede alcanzar sobresaturaciones hasta del 300%, particularmente en lagos y lagunas muy productivos.

La concentración del oxígeno disuelto presenta variaciones espaciales y temporales, resultado de los factores bióticos y abióticos ya mencionados. Por consiguiente, ecológicamente hablando el límite mínimo del gas depende de la especie. El ciclo diurno experimenta condiciones cercanas a la anaerobiosis en la madrugada o incluso nocturnos (1.5 ml/l) por la respiración del sistema acuático, sin que esto signifique algún peligro para la comunidad. Sin embargo, las reglamentaciones sobre calidad del agua proponen niveles mínimos de aceptabilidad de 2.5 ml/l que deben ser considerados especialmente para la acuicultura.

Dentro de la variación diaria, la curva de concentración del oxígeno (Figura IV.6) permite determinar la producción primaria neta, ya que el gas consumido en la respiración y el producido en la fotosíntesis, se equilibran en el sistema. Particularmente en las aguas lénticas interiores como lagos, estanques y presas, se presenta el fenómeno de la estratificación que puede ser temporal (incluso diario). Debido a que las lagunas costeras son cuencas exorréicas, en donde las drena un río e intercambian agua con el océano, la estratificación no se presenta con regularidad (a excepción de la cuña salina), además de otros factores como su escasa profundidad y mayor efecto del viento sobre las mismas y su dinámica mareal; sin embargo, dicho fenómeno puede presentarse en ciertos rasgos morfológicos aislados en estos ambientes.

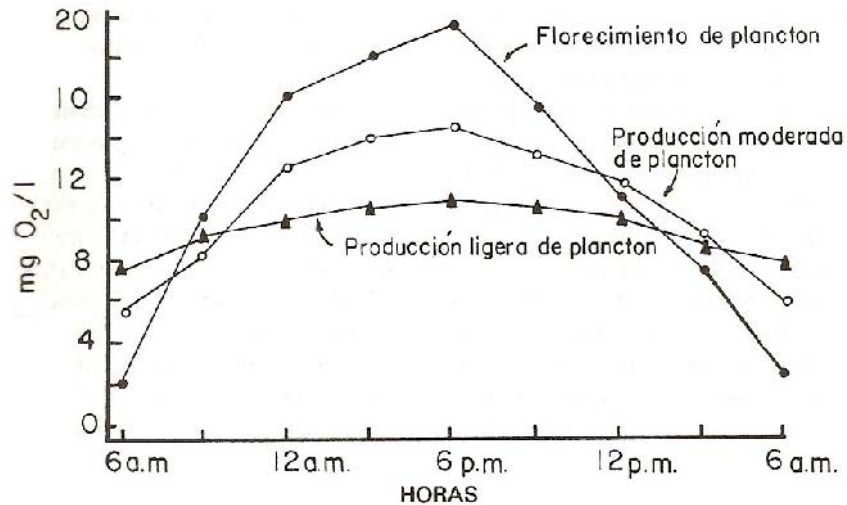


Figura IV.6.- Variación diaria de la concentración de oxígeno disuelto en estanques con diferente densidad de plancton (Boyd y Lichtkoppler, 1979).

En estanques, lagos y presas (endorréicos), el calentamiento matutino o estacional del verano, generará una discontinuidad térmica o termoclina, que evitará la mezcla vertical y la oxigenación de las aguas profundas; solo la disminución de la temperatura nocturna o el cambio invernal, provocaran la circulación vertical con mezcla y aeración de las capas del fondo.

En aguas interiores y costeras, la disminución de oxígeno superficial nocturno se compensa por la mayor disolución generada por el efecto turbulento del aire y en buen grado por la fotosíntesis. La profundidad a la cual el oxígeno producido por fotosíntesis es igual al respirado, se le denomina punto de compensación y corresponde aproximadamente a la profundidad de la zona eufótica; en lagunas costeras someras toda la columna de agua es eufótica, por lo cual el punto de compensación no se detecta. En estanques estratificados, la zona eufótica coincide con el epilimnio en donde se registran los mayores contenidos del gas; pueden determinarse condiciones de oxigenación en el hipolimnio al inicio de la estratificación, incluso si existe una buena condición de iluminación con fotosíntesis y producción de oxígeno; por debajo de este nivel los procesos de respiración predominan y por lo general se presenta la anaerobiosis. La tasa de respiración u oxidaciones en el hipolimnio dependerá de la cantidad de materia orgánica (MO) fitoplanctónica generada en el epilimnio. Según Boyd (1990), en lagos y reservorios naturales clasificados como eutróficos, la disminución del oxígeno se presenta en el hipolimnio durante la estratificación de verano y como oligotrófico si la disminución del gas no se presenta en el hipolimnio durante el verano.

Los estanques de cultivo de baja profundidad pueden no estratificarse por periodos largos, debido a que en las noches se pierde calor en la capa superficial, generando mezcla. El hipolimnio puede oxigenarse durante la estratificación cuando no existen cargas exageradas de MO y nutrientes, incluso se pueden

registrar condiciones inversas de distribución gaseosa en estanques o lagos claros, que tienen grandes densidades de macrofitas bénticas que producen un fuerte incremento de oxígeno (Boyd, 1990).

En florecimientos explosivos de fitoplancton, la producción de este gas solo se limita a las capas más superficiales, ya que la gran cantidad de plancton evita que la luz penetre y en consecuencia toda la columna eufótica es baja en oxígeno.

IV.8. Potencial óxido-reducción

Los potenciales redox controlan los procesos químicos naturales e indican los cambios en las propiedades del agua debido a los procesos biológicos aerobios o anaerobios. Los potenciales menores de -200 mV se dan en procesos anaeróbicos, entre 0 y -200 mV son transicionales y los valores positivos indican procesos aeróbicos. La medición del potencial redox representa la relativa intensidad de la condición oxidante reductora de la solución y su valor es proporcional al valor del pH. Este potencial se mide con un electrodo indicador inerte y de referencia.

IV.9. Conductividad

La conductividad electrolítica es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura.

La determinación de conductividad es de gran importancia pues da una idea del grado de mineralización del agua natural, potable, residual, residual tratada, de proceso o bien del agua para ser usada en el laboratorio en análisis de rutina o para trabajos de investigación.

El valor de conductividad es un parámetro regulado por límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales al alcantarillado, o a cuerpos receptores, también es un parámetro de calidad del agua para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para el consumo humano.

IV.10. Sólidos disueltos totales

Los sólidos totales disueltos son las sustancias que no pasan a través de un filtro de $0,45$ micras pero que quedarán como residuo cuando el agua se evapora. La magnitud de TDS es la suma de los cationes, aniones y sílice disueltos en el agua. Existe una relación estrecha entre la cantidad de TDS y la conductividad eléctrica (la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica). Mientras mayor sea el valor de la conductividad eléctrica (medida con un conductímetro), mayor será la cantidad de sales disueltas en el agua (Chapman y Kimstach, 1992). La conductividad eléctrica se puede expresar en diferentes unidades, pero la unidad más común es $\mu\text{S}/\text{cm}$ (micro Siemens/centímetro). De tal manera que se equiparan $30 \mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad con $1 \text{ mg}/\text{L}$ de sales disueltas totales. La segunda unidad más comúnmente usada es milimhos por centímetro (mhs/cm o

mhos/cm), donde 1 mhs/cm es igual a 1,000 $\mu\text{S/cm}$. La temperatura del agua afectará a la conductividad eléctrica, de tal forma que su valor aumenta de 2 a 3% por cada grado Celsius de incremento.

IV.11. Salinidad

Este término se define como la concentración total de todos los iones disueltos por kilogramo de agua, sin ser específico para el cloruro de sodio. Existe una preponderancia distintiva entre los aniones como el sodio, potasio, calcio y magnesio, y los cationes como cloruros, sulfatos y carbonatos, entre otros, para aguas de diferente origen.

El contenido salino en los cuerpos de agua, es resultado de sus distintos orígenes en la hidrósfera. Hunt (1967), propone una concentración de salinidad para diferentes tipos de agua (Tabla IV.2).

Tabla IV.2.-Concentración de salinidad en diferentes tipos de aguas (Martinez 1998).

Elemento	Salinidad	
	mg/l	%
Lluvia	3	0.003
Aguas superficiales	30	0.03
Aguas subterráneas	300	0.3
Aguas estuarinas y lagunares	3000	3.0
Agua de mar	30 000	33.0
Agua de cuencas lacustres	300 000	333.0

Estos contenidos no son más que términos de referencia, pues hay amplias variantes debido a la latitud, el clima y las características hidrológicas locales.

El agua de lluvia es la que tiene los contenidos más bajos, pero cuando llega a la tierra, erosiona y disuelve compuestos inorgánicos que dependen de la edafología de los suelos, incrementando el contenido de iones; el agua que percola y forma agua subterránea que se encuentra en mantos freáticos o manantiales, supera a las aguas superficiales, debido al mayor tiempo de contacto con las formaciones geológicas. (Boyd, 1990).

Las lagunas costeras, los estuarios y las marismas, presentan por lo regular, un contenido intermedio entre las aguas dulces y las marinas, pero con un intervalo más amplio y heterogéneo, incluso puede llegar a superar a la marina en latitudes tropicales, debido a las altas tasas de evaporación y confinamiento, con disminución de la circulación e intercambio escaso con aguas adyacentes.

Los cuerpos de agua se clasifican en base a su contenido de sales, según Carriker (1967) en:

Tabla IV.3 .- Clasificación de cuerpos de agua en base a su contenido de sales

Categoría	Intervalo	
Limnítico	<0.50‰	0.5‰
Oligohalino	0.5	5.0
Mesohalino	5.0	18.0
Polihalino	18.0	30.0
Euhalino	30.0	40.0
Hiperhalino	40.0	>40.0

Los sistemas costeros pueden presentar un gradiente salino espacial y temporal variable, dependiente de la latitud, el clima, y la morfología locales. En climas húmedos con aportes fluviales regulares, la salinidad tenderá a mantenerse oligohalina; en latitudes tropicales en época de lluvias se puede registrar el gradiente de agua dulce a la marina, siempre y cuando las bocas se mantengan abiertas, pero durante la sequía, por las altas tasas de evaporación y aislamiento de masas de agua, se incrementa la salinidad heterogéneamente con la influencia de la batimetría. En ambos casos, la salinidad puede fluctuar diaria o mensualmente en función de la marea y estacionalmente por el caudal de los ríos.

Fuentes difusas de contaminación

Las actividades antropogénicas en la cuenca del lago de Santa Ana referentes a la agricultura de riego y la minería, constituyen las fuentes difusas principales de contaminación al lago.

La agricultura de riego en la cuenca del lago de Santa Ana donde se desarrollan cultivos como chile, maíz, frijol, cebolla y ajo; se utilizan fertilizantes cuyos compuestos principales son los que están hechos con sulfato de amonio, sulfato de potasio y superfosfato de calcio simple principalmente. Estos compuestos son arrastrados por los cauces de la cuenca a través de los procesos erosivos en la temporada de lluvias terminando finalmente en el lago.

Del mismo modo la minería ubicada en los municipios de Zacatecas, Fresnillo y Vetagrande, donde la principal extracción de minerales como plata, plomo y zinc, producen jales de desecho con contenidos de sulfatos, que durante la temporada de lluvias son arrastrados por las corrientes de los arroyos y por la acción de los vientos en la temporada de invierno.

IV.12. Análisis y discusión de resultados

IV.12.1. Calidad del Agua en el Lago

En el 2005, el nivel del lago estaba en el nivel 2,047.19 msnm, de acuerdo con la información batimétrica (Gaytán *et al.*, 2008), este valor representó una profundidad máxima en el lago de 1.0 m, una superficie de cerca de 800 has, y un volumen total del almacenaje de 3.2 millones de metros cúbicos.

Los parámetros de calidad del agua, medidos en noviembre de 2005, se presentan en la tabla IV.4. De esta tabla también fueron estimados los valores de la desviación media y estándar para cada parámetro medido en el lago. De tal modo que la temperatura media del lago fue de $17.63 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2.13$, el valor del pH 9.59 ± 0.29 , y la concentración de oxígeno $5.09 \pm 2.12 \text{ mg/l}$. La dureza total en el lago Santa Ana fue en el rango del $129.55 \pm 97.21 \text{ mg/l}$ y el pH > 9. La turbiedad estuvo en el rango de $236.63 \pm 84.24 \text{ NTU}$. Los sólidos disueltos totales medidos fueron de $21.97 \pm 14.26 \text{ mg/l}$. La conductividad estuvo directamente relacionada con los productos químicos inorgánicos disueltos totales en el agua, que en el lago Santa Ana alcanzaron un valor medio de $43.82 \pm 28.46 \text{ mS/cm}$.

También fue encontrado un valor medio relativo a la demanda química de oxígeno (DQO) de $1,701.25 \pm 2,088.71 \text{ mg/l}$ y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de $\pm 103.50 \pm 72.08 \text{ mg/l}$. Las concentraciones de patógenos (coliformes totales y fecales) se pueden considerar insignificantes en todos los sitios del muestreo, a excepción del sitio del muestreo 1 (Figura IV.2), donde 15 (coliformes totales) y 4 (coliformes fecales) como número más probable (NMP), fueron detectados. La presencia de patógenos en el lago Santa Ana y particularmente de *Escherichia Coli* se puede considerar como insignificante a excepción de la estación 1 (fig. IV.2). Los iones del cloruro (Cl^-) en aguas del lago comúnmente se consideran un indicador de la actividad humana; en el lago Santa Ana las concentraciones del cloruro (Cl^-) experimentaron variaciones fuertes en un rango de $56.9 \pm 121.47 \text{ mg/l}$.

El nitrógeno total presentó a valor medio de $19.25 \pm 10.65 \text{ mg/l}$, con respecto al nitrógeno total Kjeldahl (NTK), incluyendo el amoníaco (NH_3) y el amonio (NH_4^+), alcanzaron un promedio de $13.75 \pm 7.01 \text{ mg/l}$. Los nitritos (NO_2^-) estuvieron prácticamente ausentes en todas las estaciones de muestreo, pero el nitrato (NO_3^-) presentó una alta concentración media relativa del $5.49 \pm 4.19 \text{ mg/l}$. La concentración total del fósforo (PT) alcanzó un valor medio del $551.88 \pm 373.68 \text{ mg/l}$, de los cuales, los ortofosfatos (o-PO_4^{-3}) representaron el $400.38 \pm 39.29 \text{ mg/l}$. Esto significa que 72.5% del PT en el agua es debido a o-PO_4^{-3} . Los resultados de metales pesados en las muestras de agua también se presentan en la tabla IV.4. En todas las muestras el Hg fue de menos de 1 ppm. Los valores medios de las concentraciones para el Pb, Cr y As, fueron de $0.29 \pm 0.44 \text{ ppm}$, $0.08 \pm 0.03 \text{ ppm}$, y $224.13 \pm 153.64 \text{ ppb}$, respectivamente.

IV.12.2. Calidad del Agua en la Noria

Los resultados del análisis de iones de las muestras de agua recogidas en la noria situada cerca del lago y en el lago cerca de la orilla (Figura IV.2) se presentan en Tabla IV.5. El nivel del agua en el pozo, donde la muestra fue recogida, estaba a 1.3 m por abajo de la superficie del terreno. Las concentraciones de los iones Ca^{+2} , HCO_3^- , SO_4^- , e incluso Cl^- estuvieron relativamente altas en las muestras, pero Na^+ y CO_3^- estuvieron prácticamente ausentes. La presencia de altas cantidades de Ca^{+2} es particularmente notable y confirma la abundancia de este elemento en el pozo, de acuerdo con los resultados divulgados en los estudios anteriores (CONAGUA, 2002). Las concentraciones de iones, incluyendo CO_3^- , en el lago en cambio estuvieron presentes en concentraciones mucho más altas.



Figura IV.7.- Sonda multiparámetros WTW Multi 350i, utilizada en la medición de parámetros *in situ*.



Figura IV.8.- Boyas de unicel utilizadas en la ubicaciones de las estaciones en el lago de Santa Ana.

Tabla IV.4 .- Parámetros de calidad del agua medidos en las estaciones ubicadas en el Lago de Santa Ana el 30 de noviembre de 2005.

Parámetro	Unidad	1	2	3	4	5	6	7	8
Latitud Norte	GEO	23°13'58"	23°14'21"	23°14'46"	23°14'49"	23°14'38"	23°14'32"	23°14'16"	23°14'15"
Longitud Oeste	GEO	102°43'55"	102°43'48"	102°43'44"	102°44'16"	102°45'06"	102°45'37"	102°45'27"	102°44'56"
Parámetros fisicoquímicos									
Temperatura	°C	15	19	16	16	17	17	21	20
pH		8.88	9.61	9.72	9.75	9.76	9.66	9.67	9.67
Oxígeno Disuelto	mg/l	5.9	6.1	1.0	2.5	6.0	6.8	6.3	6.1
Conductividad	mS/cm	4.6	38.0	77.1	94.7	37.5	34.1	30.8	33.7
Turbiedad	NTU	369	102	232	262	162	228	322	216
Sólidos disueltos total	mg/l	2.3	19.0	38.7	47.4	18.8	17.1	15.5	16.9
Dureza como CaCO ₃	mg/l	89	322	NM	NM	78	122	56	111
Total P	mg/l	130	310	1,270	875	395	475	280	680
o-PO ₄ ⁻³	mg/l	102.5	257.5	630.0	805.0	320.0	255.0	263.0	570.0
Cl ⁻	mg/l	332.00	NM	17.89	21.37	8.44	7.95	6.95	3.72
NitrógenTotal Kjeldahl	mg/l	NM	6.25	20.00	18.75	16.25	18.75	15.00	15.00
NO ₃ ⁻	mg/l	NM	1.9	11.3	12.0	5.4	4.8	3.8	4.7
NO ₂ ⁻	mg/l	-	0.070	-	0.001	0.001	0.015	-	0.019
DQO	mg/l	137	719	6,700	2,020	1,005	1,100	734	1,195
DBO ₅	mg/l	31	27	187	217	79	72	151	64
Metales Pesados									
Hg	ppm	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pb	ppm	-	1.36	0.17	0.32	0.09	0.12	0.12	0.11
Cr	ppm	0.02	0.05	0.08	0.13	0.10	0.10	0.10	0.08
As	ppb	49	43	159	434	214	298	162	434
Patogenos									
Coliformes Totales	MPN/ml	15	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Coliformes fecales	MPN/ml	4	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
E. Coli	+/-	(+)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)

NM = No medido

Tabla IV.5 .- Concentraciones de iones encontrados en las muestras de la noria y del lago de Santa Ana el 2 de octubre de 2007.

Parámetros	Longitud Oeste	Latitud Norte	Ca ⁺² como CaCO ₃	Mg ⁺² Mg como CaCO ₃	Na ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻
Unidades	GEO	GEO	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg /l	mg /l
Lago	102°43'42"	23°14'15"	28.5	32.0	1	2,043	1,100	446.4	822.0
Pozo	102°43'27"	23°14'21"	213.6	10.7	1	260	310	0.0	245.5

Tabla IV.6 .- Parámetros de calidad medidos en las fuentes principales de contaminación para el Lago de Santa Ana en noviembre de 2005.

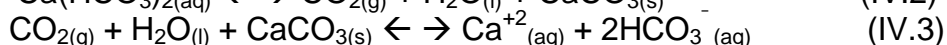
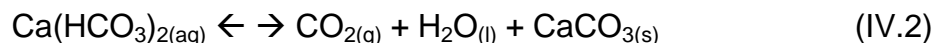
Parámetro	Unidad	Descargas de la cervecería	Laguna de estabilización	Drenaje de Francisco I. Madero	Descargas dren general en el lago
Punto		A	B	C	D
Latitud Norte	GEO	22° 58' 21"	22° 59' 27"	23° 07' 02"	23° 13' 20"
Longitud Oeste	GEO	102° 42' 33"	102° 41' 40"	102° 39' 45"	102° 44' 07"
Parámetros fisicoquímicos					
Gastos	l/s	103	73	40	22
Temperatura	°C	14	11	8	12
pH		8.51	6.90	8.59	8.73
Oxígeno disuelto	mg/l	9.6	10.1	8.6	6.1
Conductividad	mS/cm	5.43	0.84	4.43	4.29
Turbiedad	NTU	38	130	197	376
Sólidos disueltos totales	mg/l	2.76	0.42	2.22	2.15
Dureza como CaCO ₃	mg/l	111	178	100	89
Fósforo Total P	mg/l	158	28	95	111
o-PO ₄ ⁻³	mg/l	154	11	95	105
Cl ⁻	mg/l	273	81	175	217
Nitrógeno Kjeldahl	mg/l	5	21	31	8
NO ₃ ⁻	mg/l	1.5	1.6	0.6	NM
NO ₂ ⁻	mg/l	0.005	0.005	NM	NM

DQO	mg/l	65	205	137	136
DBO ₅	mg/l	NM	49	58	51
Metales pesados					
Hg	ppm	< 1	< 1	< 1	< 1
Pb	ppm	0.16	NM	0.65	NM
Cr	ppm	0.03	NM	0.01	0.03
As	ppb	59	28	57	36
Patógenos					
Coliformes Totales	MPN/ml	7	1,100	9	23
Coliformes Fecales	MPN/ml	< 3	210	3	15
E. Coli	+/-	(+)	(+)	(+)	(+)

IV.12.3. Discusión

IV.12.3.1 Salinidad en el lago

Como se explicó antes, los lagos playa inundan la playa durante la estación de lluvias y éstas reaparecen gradualmente durante el período de la evaporación de la estación seca. Como consecuencia de este proceso intermitente, la concentración de sólidos disueltos y sales se incrementan resultando una conductividad eléctrica más alta. En las muestras del lago fueron encontradas altas concentraciones de SO_4^{-2} , CO_3^{-2} , y HCO_3^- . La abundancia de HCO_3^- comparada con los CO_3^{-2} es porque las concentraciones relativas de estas especies que contienen carbón dependen del pH; el bicarbonato predomina en fase acuosa dentro de un rango del pH de 6 a 10. Concentraciones más bajas de CO_3^{-2} comparadas con las concentraciones de HCO_3^- pueden ser explicadas por el proceso de la evaporación en el lago durante la estación seca, donde las reacciones químicas siguientes pueden ocurrir y parte de los CO_3^{-2} son transferidos a la fase sólida (Andersen, 2002; Rau *et al.*, 2001):



Durante la estación de lluvias las reacciones se revierten y puede ocurrir la formación de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ acuoso.

Adicionalmente, la dureza y la alcalinidad de un lago son afectadas por el tipo de minerales en el suelo y la cama de roca de la cuenca. Sí un lago recibe agua subterránea de acuíferos que contienen minerales de rocas calizas tales como calcita (CaCO_3) y dolomita (CaMgCO_3), la dureza y la alcalinidad será alta moviendo también los valores de pH a un rango alcalina.

La presencia notoriamente alta de concentraciones de SO_4^{-2} y o-PO_4^{-3} en el lago puede tener como origen diversas fuentes potenciales tales como, la acumulación de sedimentos arrastrados a través de procesos erosivos en la cuenca, a las descargas de las aguas residuales municipales e industriales, y al arrastre de agroquímicos durante la estación de lluvias de las áreas agrícolas finalmente terminan en el lago. Con los resultados anteriores del lago de Santa Ana, se puede considerar como alcalino, moderadamente duro, bien mezclado, con alta turbiedad y una alta cantidad de iones disueltos (Tablas IV.4 y IV.6).

Las diferencias evidentes en concentraciones de iones entre el agua del lago y el agua del pozo próximo, reducen considerablemente la posibilidad de que este lago se pueda considerar como lago de infiltración (Stauffer y Wittchen, 1992; Genereux y Bandopadhyay, 2001).

Los sólidos totales disueltos, la salinidad, y la conductividad eléctrica, son razonablemente comparables en varios lagos salinos puesto que es una medida de la actividad iónica (Williams, 1966, 1986, 1994). La conductividad eléctrica en el lago Santa esta fuertemente correlacionada con los sólidos disueltos totales, como se muestra en la Figura IV.9. Además, la conductividad eléctrica en el lago alcanzó un valor medio de 43.82 mS/cm a una temperatura media de 17.63°C y su salinidad correspondiente fue estimada en 33.5 ppt (Williams, 1994), por lo tanto el lago de Santa Ana, se puede considerar en un rango Mesohalino (20-50 ppt), comparado con otros lagos someros salinos (Hummer, 1986; Saijo et al., 1995; Hodgson et al., 2001; Álvarez et al., 2006; Saenger et al., 2006).

Usualmente los grandes lagos tienen turbiedad debajo de 100 NTU (EPA, 1999). Las características someras del lago Santa Ana, situado en una cuenca cerrada y las fuerzas del viento, causan la resuspensión continua del sedimento y por lo tanto la alta turbiedad medida. Los productos químicos agrícolas, los desechos humanos y animales, y la ruta de la sal, son las fuentes principales de cloruro en el agua del lago (Aota et al., 2003). En el lago Santa Ana las concentraciones del cloruro (Cl^-) alcanzaron valores hasta 332 mg/l en la entrada del lago (estación de muestreo 1) incrementando un valor medio de 11.05 ± 6.93 mg/l en el resto del lago. Los elevados valores medidos en la estación de muestreo 1, puede ser atribuida a la influencia de las descargas municipales y rurales de las aguas residuales en el canal (Figura IV.2), puesto que la precipitación tiene una concentración del cloruro de menos de 5 mg/l, según medidas en los diversos ríos y lagos (Yamada, 1997; Aota et al., 2003).

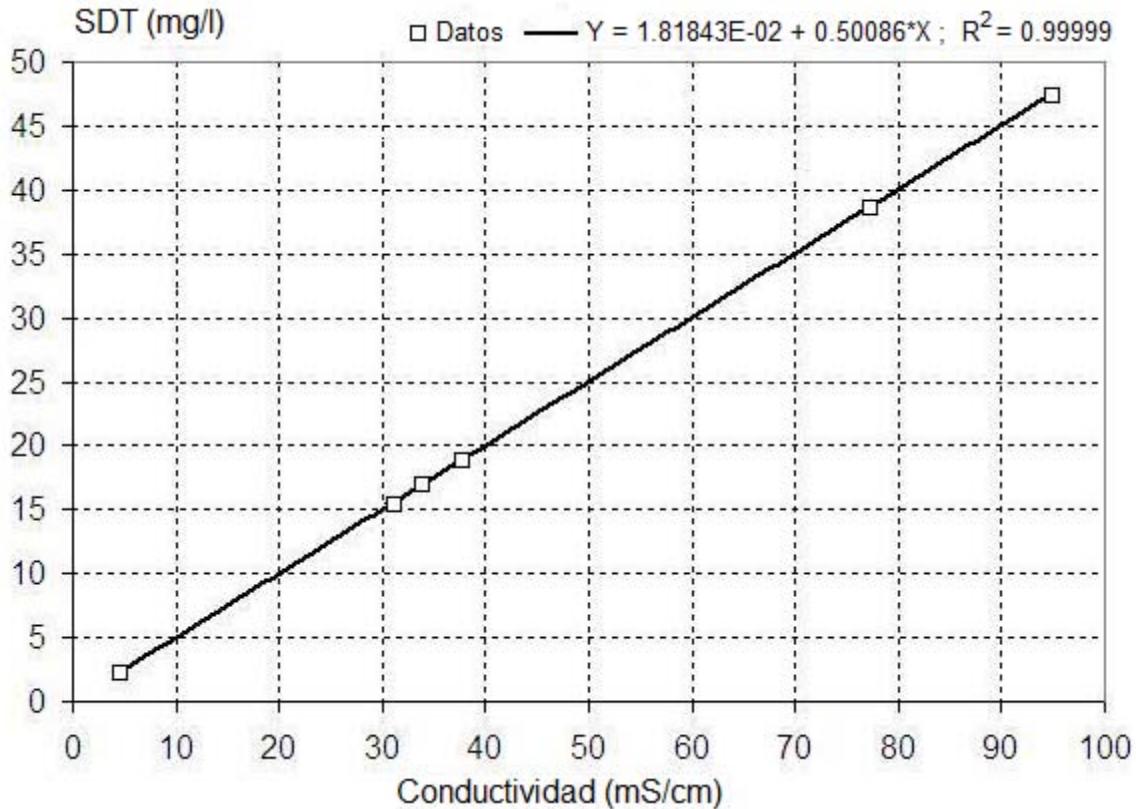


Figura IV.9.- Correlación entre la conductividad (X) y los sólidos disueltos totales (Y) en el lago.

IV.12.3.2. Nutrientes en el lago

La alta cantidad de nutrientes medidos en el lago puede ser explicada porque en una cuenca cerrada no es posible remover la concentración del fósforo, y el nitrógeno puede ser removido solo, si la actividad bacteriana es alta para inducir el proceso de la desnitrificación. El nitrato contamina el agua dulce cuando tiene orígenes como los desechos de excretas de animales, campos de irrigación con fertilizantes, o de los sistemas sépticos (Roberts y Marsh, 1987; Causapé et al., 2004). Una concentración del nitrato (NO_3^-) más el nitrógeno amonio (NH_4^+) de 0.3 mg/l en los manantiales apoyará las floraciones algales en verano, si se encuentra bastante fósforo presente (Lukatelich y McComb, 1986; Burford et al., 2006).

El fósforo total PT y los o-PO_4^{-3} están presentes en el lago de Santa Ana en cantidades extraordinariamente altas. Los PT y los o-PO_4^{-3} también se correlacionan altamente en el lago Santa Ana según las indicaciones de la Figura IV.10. La mayor parte del TP está bajo la forma de o-PO_4^{-3} , lo cual aumentó la biodisponibilidad de este nutriente en el lago. La alta cantidad de PT y de o-PO_4^{-3} medidos, pueden ser explicados muy probablemente debido a las descargas directas de las aguas residuales, agrícolas, municipales e industriales de la

cervecería Modelo (Tabla IV.6), algunas actividades agrícolas alrededor del lago representa además una fuente no puntual de contaminación de nutrientes durante la estación de lluvias. Estos nutrientes se acumulan en los sedimentos del fondo del lago y se mantienen en resuspensión continua en la columna de agua del lago debido a las fuerzas del viento (Gaytán et al., 2009).

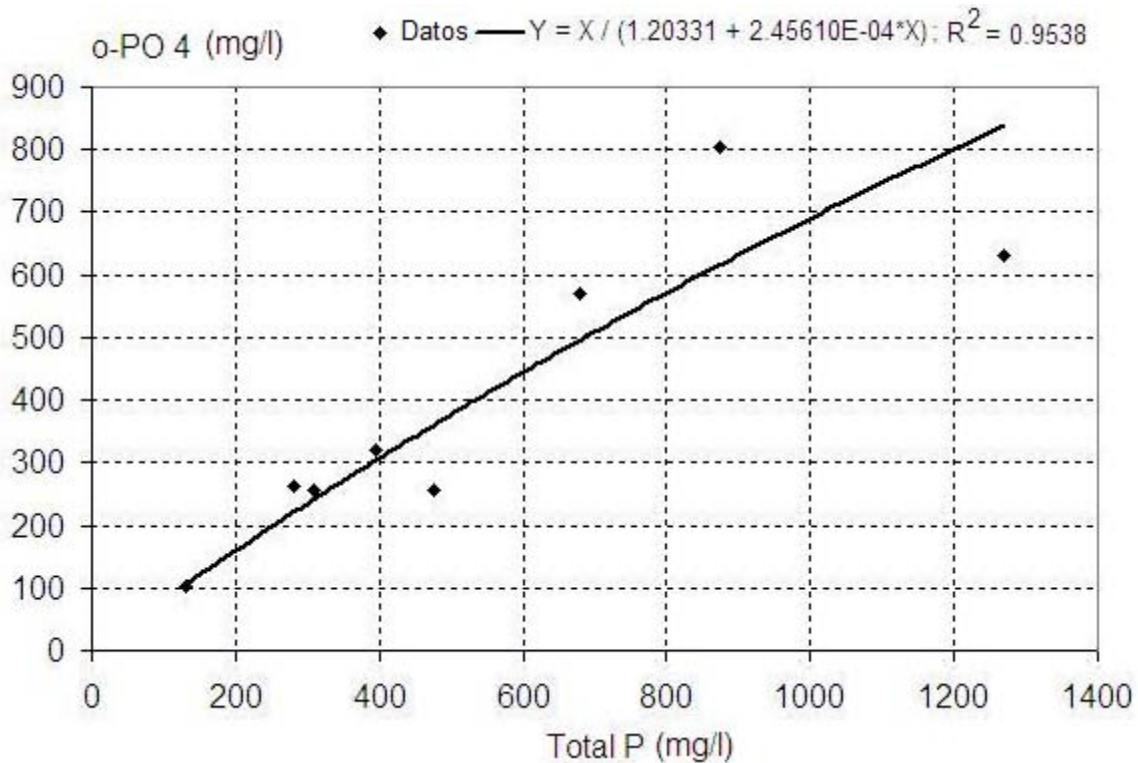


Figura IV.10.- Correlación entre el fósforo total (X) y los ortofosfatos en el lago.

El nitrógeno Kjeldahl total (NKT) es una medida del nitrógeno orgánico más el NH_3^+ , mientras que el nitrato es el producto final de la oxidación del NH_3^+ , con el paso intermedio del nitrito por la descomposición microbiana. Como resultado de las altas concentraciones de oxígeno en el lago, la concentración del nitrito es muy baja y prácticamente hay oxidación inmediata a nitratos (proceso de nitrificación). Puesto que el NH_4^+ , no fue medido en las muestras del lago, pero puede ser inferido que la oxidación microbológica que ocurre en el lago, y una cantidad importante del NKT se encuentra en forma de NH_4^+ , esto pudiera explicar la buena correlación positiva observada entre NO_3^- y el NKT (Figura IV.11), lo cual también sugiere que el proceso de nitrificación se realiza en el lago (Pauer y Auer, 2000).

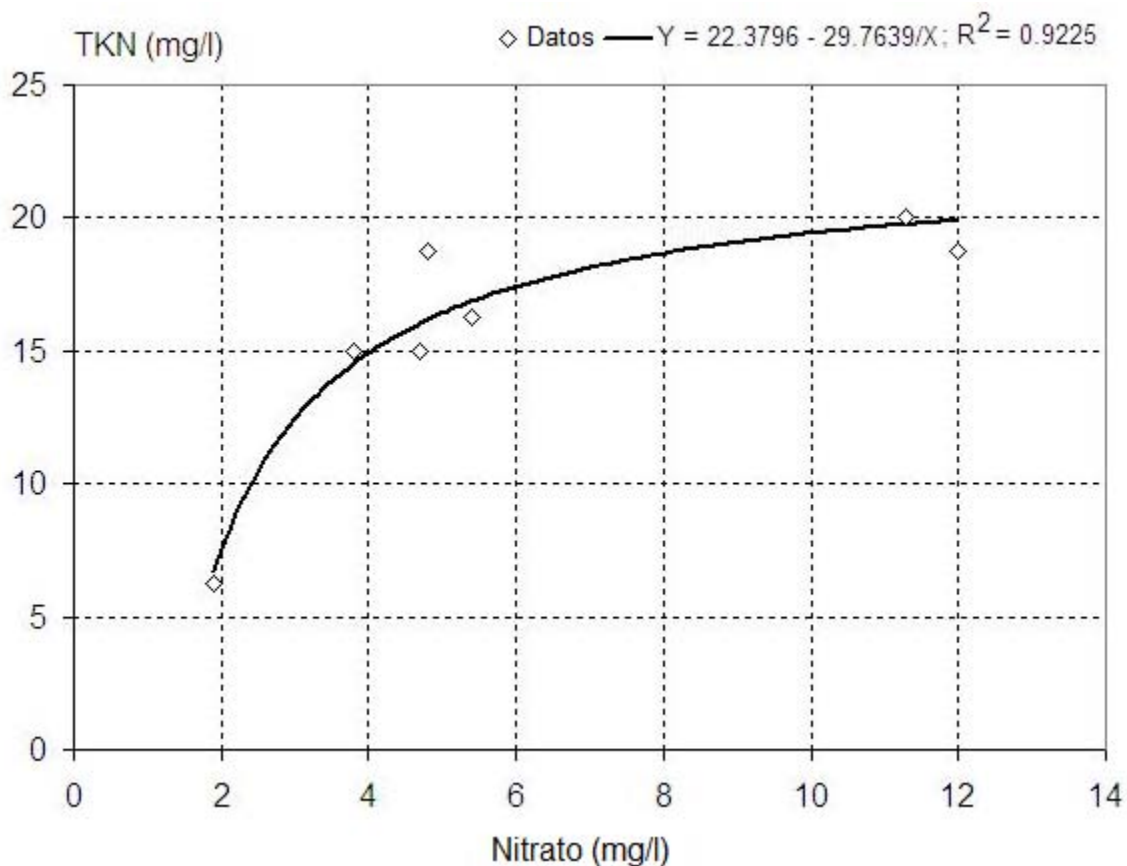


Figura IV.11.- Correlación entre el nitrato (X) y el nitrógeno Kjeldahl total (NKT) (Y) en el lago.

IV.12.3.3. OD, DQO y DBO₅ en el lago

La alta demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) medidos en el lago, hacen este cuerpo de agua inutilizable para las actividades humanas, puesto que el nivel de contaminación se puede considerar en el rango de contaminado a contaminado fuertemente, de acuerdo con los criterios nacionales de la Comisión del agua (CONAGUA, 2007c, 2007d) y también según los estándares internacionales para las aguas dulces (EPA, 2006; EQS, 2007). A pesar de los altos valores de DQO y DBO₅ medidos, los valores del oxígeno disuelto medido estuvieron en el rango de 5.09 ± 2.12 mg/l, indicando buenas condiciones de oxígeno en el lago por advección (El-Jaick y Gomes, 2005). Una correlación interesante entre la concentración del oxígeno disuelto y la DQO en el agua del lago (Figura IV.12). Esta correlación sugiere que el oxígeno disuelto es consumido por el proceso oxidativo asociado con los contaminantes orgánicos presentes en el lago. Otra buena correlación fue encontrada entre la DBO₅ y el NKT, que indicó que la actividad biológica que degrada los compuestos orgánicos está también presente en el lago pero en menor intensidad comparado con la requerida por el proceso oxidativo (Figura IV.13) (Gaytán et al., 2009).

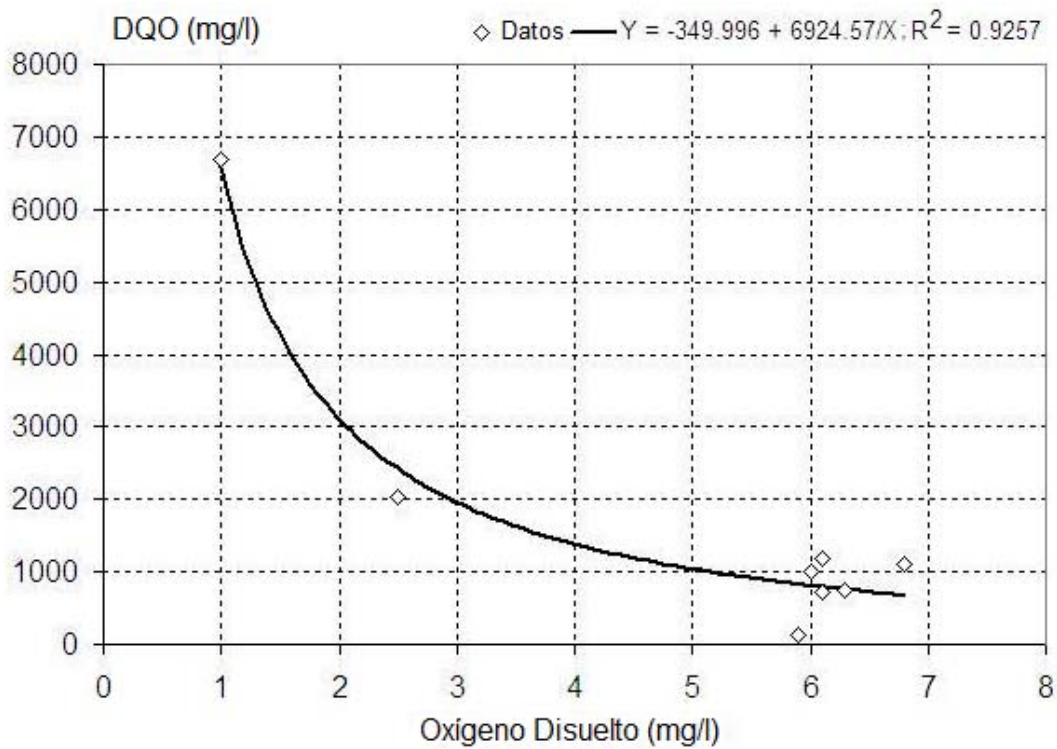


Figura IV.12.- Correlación entre el oxígeno disuelto (X) y la demanda química de oxígeno (Y) en el lago.

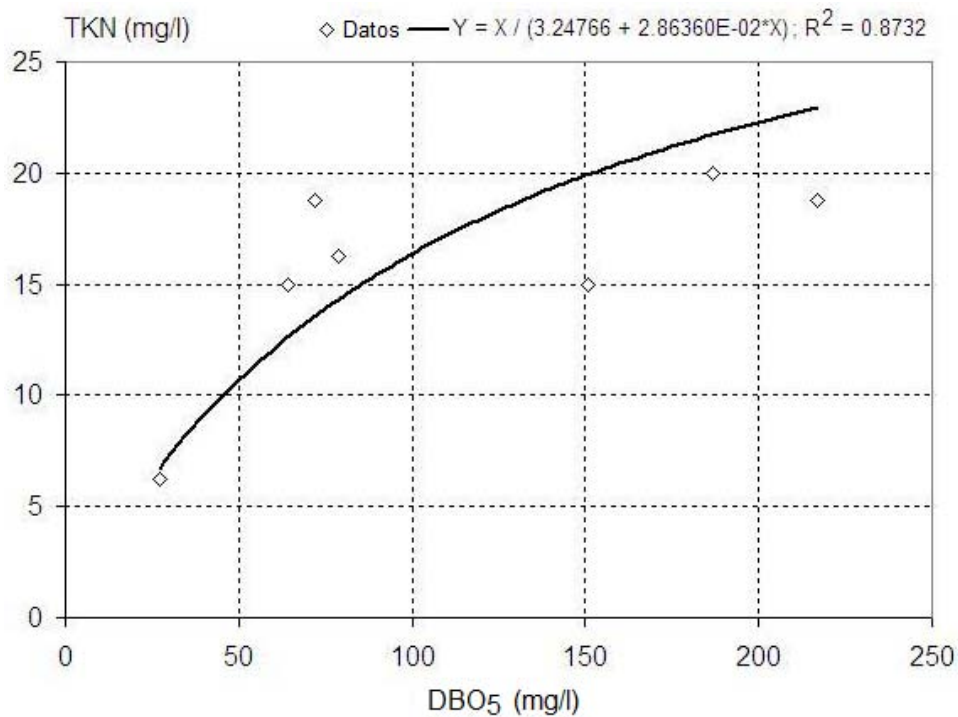


Figura IV.13.- Correlación entre la demanda bioquímica de oxígeno (X) y el nitrógeno Kjeldahl total (NKT) (Y) en el lago.

IV.12.3.4. Metales pesados y patógenos en el lago

Prácticamente todas las concentraciones medidas de los metales pesados están por arriba de los límites recomendados para las aguas dulces superficiales. Las fuentes potenciales de los metales pesados encontrados podrían ser las descargas de las aguas residuales que se han depositado lentamente en los sedimentos inferiores y en la columna de agua por el efecto de resuspensión del sedimento (Linge y Oldham, 2002). Desafortunadamente los resultados del Hg, no muestran la posibilidad de observar si los compuestos orgánicos del mercurio tales como, metilmercurio estuvieran presentes en pequeñas cantidades en el lago. Es bien sabido que pequeñas cantidades de metilmercurio tienen consecuencias severas para los seres humanos y la fauna (EPA, 1997). Las concentraciones de Pb y de Cr en el agua del lago, excedieron los valores considerados para la preservación de la vida acuática de agua dulce, siendo esta de 3.8 ppb para el Pb, 74 ppb para el Cr (iii) y 11 para el Cr (VI), (EPA, 1980b, 1980c; EPA, 2006; EQS, 2007). Particularmente el As, presentó altas concentraciones en todos los sitios del muestreo con un valor medio 224.13 ± 153.64 ppb, cuando el límite recomendado para proteger vida acuática del agua dulce es menos de 150 ppb (EPA, 1980a; EPA, 2006).

El sitio 1 es la estación de muestreo más cercana al punto de descarga principal en el lago. Por lo tanto los patógenos pueden mostrar actividad después de la descarga inmediata al lago, pero las condiciones salinas del mismo pueden inhibir el crecimiento y la supervivencia en el resto del cuerpo del agua (Gaytán et al., 2009).

IV.12.3.5. Fuentes externas de contaminación

En 2005, las fuentes puntuales principales de contaminación del agua para el lago, eran el dren de desagüe que recoge los excesos de agua de precipitación y riego, así como el agua residual de la ciudad de Calera, las descargas industriales de la cervecería, y las aguas residuales de pequeñas comunidades localizadas en el área. En 2007 la cervecería construyó un emisor de aguas residuales con tubería de acero de 18" para drenar por separado sus aguas residuales y verterlas directamente en el lago (Figura IV.1). Otras corrientes intermitentes de aguas residuales son las provenientes de las ciudades de Fresnillo y la población de Plateros que descargan en el lago durante la estación de lluvias, puesto que la mayor parte de éstas aguas residuales infiltran la tierra en la estación seca, constituyen otra fuente importante de contaminación del agua subterránea en el área (Figura IV.1). Las fuentes más importantes de aguas residuales en el dren eran la cervecería (punto A en la Figura IV.1) que descargaba 103 l/s de aguas residuales industriales pretratadas, la ciudad de Calera que contribuía con 73 l/s de aguas residuales urbanas tratadas previamente en una laguna de estabilización (punto B), y finalmente la comunidad de Francisco I. Madero que descargaba

cerca de 40 l/s (punto C). Puesto que el canal es abierto no está recubierto, hay pérdidas de agua debido a la permeabilidad de la tierra y de la evaporación, y solamente 22 l/s alcanzaban a llegar al punto final de desagüe en el lago (punto D). Significa que 87.5% de todas las aguas residuales están perdidas antes de que se descargaran en el lago, que es un indicador de la alta permeabilidad del suelo en esta área de la cuenca y de la alta tasa de evaporación. Las aguas residuales descargadas tienen una alta turbiedad de 376 NTU. El pH era 8.73, que está en el rango alcalino, y la dureza era 89 mg/l. La concentración de oxígeno medida era relativamente alta a lo largo del canal que alcanzaba un valor de 6.1 mg/l al final en la descarga, y mostrando buenas condiciones de mezcla que permitían la oxigenación del agua. Por otro lado, el fósforo y los o-PO_4^{-3} descargados en el lago eran perceptiblemente altos en 111 y 105 mg/l respectivamente. Las fuentes potenciales principales de o-PO_4^{-3} en la cuenca, son las aguas residuales municipales y la agricultura que descargaron sus aguas en el canal mostrado en las Figuras IV.1 y IV.2 (Gaytán et al., 2009).

La DQO y la DBO_5 al final de la descarga eran 136 y 51 mg/l respectivamente, valores relativamente bajos comparados con la mayor parte de los valores medidos directamente en el lago. Particularmente los valores de la DQO disminuyeron de 205 mg/l en la salida de la laguna de estabilización, a 136 mg/l en el extremo final del canal. Esto es probablemente debido a la alta concentración de oxígeno y la longitud del canal que es suficientemente larga para tener un buen tiempo de retención y permitir la disminución de una cantidad importante de la carga orgánica por oxidación, mostrando también que el canal actúa como sistema de autodepuración, que permite parcialmente la descomposición de la materia orgánica según lo referido a otros sistemas lóticos (Lucena et al., 1988; Sabater et al., 2002).

IV.13. Conclusiones

El lago Santa Ana es un lago playa que ha perdido su régimen hidráulico natural debido a las actividades humanas, según lo explicado en el capítulo III.

Su localización en una zona semiárida y en una cuenca cerrada aumenta el riesgo y la incertidumbre de su desaparición puesto que hay un desequilibrio natural entre la precipitación y la evaporación.

Por otro lado, la diferencia evidente entre la calidad del agua medida en los pozos y en el lago muestra que no existen interacciones posibles entre las aguas del lago con las fuentes de agua subterránea.

Antes de las influencias antropogénicas en el lago, su calidad del agua estaba asociada probablemente a las de un lago salino que tenía alta conductividad debido a los depósitos continuos de sales, principalmente carbonato y

bicarbonatos, a los procesos de la precipitación y de la evaporación a través de varios años.

Basado en este estudio preliminar de calidad del agua del lago de Santa Ana puede ser considerado como alcalino, moderado duro, bien mezclado, con alta turbiedad y una alta cantidad de iones disueltos debido a la resuspensión continua de sedimentos. De acuerdo con la salinidad estimada, el lago clasifica como lago Mesohalino.

La presencia de actividades antropogénicas en el área del lago trajo no sólo un efecto positivo en la disminución del período de intermitencia y amplió su expectativa de existencia, si no que también pudo haber llevado a cambios significativos en la calidad del agua. Por ejemplo, la salinidad del lago habría podido aumentar como resultado de los nuevos iones asociados fuertemente a las descargas de la agricultura y de las aguas residuales (SO_4^- , o-PO_4^{-3} , y Cl^-). Los altos valores medidos de DQO y de DBO_5 y la presencia detectada de patógenos, se pueden asociar a las descargas del agua contaminada en el lago principalmente a través del canal, hacen este cuerpo de agua inutilizable para las actividades humanas, puesto que el nivel de contaminación se puede considerar en el rango de contaminado a contaminado fuertemente, de acuerdo con los criterios nacionales y también según los estándares internacionales para las aguas dulces. Por otro lado, las concentraciones medidas de metales pesados tales como plomo, cromo, y arsénico en el lago exceden los estándares internacionales para los ecosistemas acuáticos. Sin embargo se requiere más investigación para asociar los metales pesados medidos a las actividades antropogénicas en la cuenca.

Sección V. CONCLUSIONES GENERALES

La investigación deberá profundizarse en el estudio de las contribuciones del agua subterránea desde y al lago, para confirmar los resultados de la permeabilidad, o en su defecto, determinar el volumen de entrada o salida del agua.

El modelo construido mediante la combinación de los modelos WMS y HEC-HMS, usado en este estudio finalmente fue capaz de simular la influencia de las actividades antropogénicas en la cuenca del lago de Santa Ana, la cual ha incrementado las contribuciones del escurrimiento por un factor de 10, a la vez que se redujo significativamente la intermitencia cíclica de este cuerpo de agua.

Los períodos de intermitencia en el lago disminuyeron substancialmente estos últimos años debido a las descargas de las aguas residuales de las ciudades y de los pueblos situados en el área, a la canalización del agua de irrigación, así como, a las descargas industriales del agua de la cervecería.

Las nuevas condiciones hidrológicas en el lago incrementan sus usos potenciales incluyendo el de provisión de hábitat permanente para especies endémicas terrestres y acuáticas; pues poblaciones cada vez mayores de aves acuáticas arriban al lago en diferentes meses del año; este lugar se puede convertir en lugar de observación de las aves; uso en el canotaje y lugar para acampar; la reforestación de las áreas próximas para producir un ambiente conducente al esparcimiento y a la diversión para los habitantes de la ciudad de Fresnillo (actualmente cerca de 110 892 habitantes), y sin un lugar natural de esparcimiento situado cerca de la ciudad.

Como el lago Santa Ana es un lago salino situado en una zona semiárida, su biodiversidad es relativamente baja. Sin embargo, es todavía posible mejorar y restaurar el hábitat de la fauna para varias especies endémicas y migratorias resistentes a las condiciones de la calidad del agua salina, principalmente controlando las fuentes de sal y aumentando la contribución de agua limpia al lago.

Al desarrollar e implementar un plan de la restauración para el lago Santa Ana, será necesario realizar estudios de la calidad del agua para determinar las concentraciones de sal del lago, e identificar y cuantificar las fuentes antropogénicas de sal, también como las posibles respuestas del lago a las prácticas de gestión y a los cambios de clima. Tales acciones permitirían agregar el lago Santa Ana a la lista de sitios de prioridad para la conservación de las aves acuáticas en México.

México ha comenzado a prestar atención a la protección del medio ambiente y de los ecosistemas y humedales existentes en el país, puesto que se reconocen como hábitats importantes para preservar la biodiversidad del país incluyendo las aves acuáticas migratorias. La mayor parte de los humedales mexicanos están situados en las zonas costeras y por lo tanto se presta poca o casi nula atención a pequeños lagos efímeros situados en la meseta central mexicana, que son rutas migratorias importantes durante la estación del invierno para las aves acuáticas norteamericanas. Como consecuencia de la infraestructura limitada para el tratamiento de aguas residuales en el país, estos reservorios se han utilizado con frecuencia como lagunas oxidativas para disponer las aguas residuales municipales e industriales que dañan su calidad del agua. Esta situación puede traer en un futuro próximo la desaparición de una ruta migratoria para las aves acuáticas de invierno que reducen la expectativa de la supervivencia de las especies de aves debido a la pérdida de este tipo de ecosistemas acuáticos.

Referencias citadas

- Abarca F. J., 2005. Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. Arizona Game and Fish Department, 2221. Arizona Game and Fish Department, 2221.
- Alcocer, J., Escobar, E. 1996. Limnological regionalization of Mexico. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 2(1-2):55-69.
- Almazan, G., 1977. Evaluation of de Secchi disk as an index of plankton density in fish ponds. PhD. Diss. Auburn University. Auburn. Alabama. 57 pp.
- Álvarez S., Díaz P., López-Archilla A. I. & Guerrero M. C. (2006) Phytoplankton composition and dynamics in three shallow temporary salt lakes (Monegros, Spain). *J. Arid Environ.* **65**, 553–71.
- Alzieu C. 1994. El agua medio de cultivo. En Barnabé; G. (ed) *Acuacultura(I)*. Ediciones Omega, S. A. Barcelona 1-27
- American Public Health Association. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Nueva York.
- Andersen C. B. (2002) Understanding carbonate equilibria by measuring alkalinity in experimental and natural systems. *J. Geosci. Educ.* **50**, 389–403.
- Anderson J. G. T. y Anderson K. B. (2005) An Analysis of Band Returns of the American White Pelican, 1922 to 1981. *Waterbirds* 28:55–60.
- Angulo-Jaramillo, R., F. Morenco, B.E. Clothier, J.L. Thony, G. Vachaud, E. Fernandez-Boy, and J.A. Cayuela, 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measures using a tension disk infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:27-32.
- Ankeny, M.D., T.C. Kaspar, and R. Horton, 1988. Design for an automated tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:893-896.
- Ankeny, M.D., T.C. Kaspar, and R. Horton, 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:467-470.

- Aoki A. M. y Sereno R. 2005. Modificaciones de la conductividad hidráulica y porosidad del suelo estimadas mediante infiltrómetro de disco a tensión. *Agricultura Técnica (Chile)*. 65(3):295-305.
- Aota Y., Kumagai M. & Ishikawa K. (2003) Over twenty years trend of chloride ion concentration in Lake Biwa. *J. Limnol.* **62**, 42–8.
- Aparicio, M. J. 1994. Fundamentos de Hidrología de superficie. 3era Reimpresión. Limusa, Noriega, 3ra. Reimpresión, Mexico D. F. 303 pp
- Aparicio-Mijares, F. J., 2001. Fundamentos de hidrología de superficie. Ed. Limusa, Noriega Editores. México. 303 pp.
- Arnell, N. W, Liu, C., Compagnucci, R., *et al.*, 2001. Hydrology and water resources, in: *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by: McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N.
- Attrill, E. E. 2002. Community-level indicators of stress in Determinación Recipiente Volumen Preservación Almacenamiento mínimo máximo Técnicas para evaluación y monitoreo 133 aquatic ecosystems. En: S.M. Adams (ed.). *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*. American Fisheries Society. Bethesda. Pp. 473-508.
- AutoCAD, 2005. Autodesk Inc. [On line]: <http://www.autodesk.es/adsk/servlet/index?siteID=455755&id=6693291>
- Awulachew S. B. (2006a) Modelling natural conditions and impacts of consumptive water use and sedimentation of Lake Abaya and Lake Chamo, Ethiopia. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 11, 73–82
- Awulachew S. B. (2006b) Investigation of physical and bathymetric characteristics of Lakes Abaya and Chamo, Ethiopia, and their management implications. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 11, 133–140
- Bain, M.B. y N.J. Stevenson (eds.) 1999. *Aquatic Habitat Assessment Common Methods*. American Fisheries Society. Bethesda EE.UU.

- Baird, A.J., 1997. Field estimation of macropore functioning and surface hydraulic conductivity in a fen peat. *Hydrological Processes* 11:287-295.
- Bastiaanssen, W. G. M., 2000. Shared water resources information from space. New management opportunities or unwanted interference? Department of Water Resources and Environmental Studies, ITC. [On line]: http://www.itc.nl/wres/basti_text.html
- Bates, R. L., Jackson. J. A., 1984. Dictionary of geological terms. Anchor Press / Doubleday. 3rd edition. New York. USA. 576 pp.
- Beven, K., and P. German, 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* 18:1311-1325.
- Betsco Consultoria, 2004. Actualización Piezométrica del Acuífero Calera, Zacatecas. Subgerencia de Ingeniería. Gerencia Estatal Zacatecas. Comisión Nacional del Agua. México. 57 pp.
- Bhaduri, B., Grove, M., Lowry, C., Harbor, J., 1997, Assessment of long-term, hydrologic effects of land use change. The curve number technique for calculating runoff is modified to estimate lost groundwater recharge. *Journal of American Water Works Association.* 89 (11):94-106.
- Bergstrom, S., Gram, L. P., 1998. On the scale problem in hydrological modeling. *Journal of Hydrology.* 211:235-265.
- Betsco Consultoria, 2004. Actualización Piezométrica del Acuífero Calera, Zacatecas. Subgerencia de Ingeniería. Gerencia Estatal Zacatecas. Comisión Nacional del Agua. México. 57 pp.
- Boyd, C. E., 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Auburn University. Alabama. 482 pp.
- Bren, L., Sandell, P., 2004. Ecohydrology and Environmental Change to Lake Albacutya and Wyperfeld Park in North-Western Victoria, Australia. *Australian Geographical Studies.* 42(3):307-324.
- Briere, P. R., 2000. Playa, playa lake, sabkha: Proposed definitions for old terms. *Journal of arid environments.* 45(1):1-7

- Brunke, M., Gonser, T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater, *Freshwater Biol.* **37**:1–33.
- Burford M. A., McNeale K. L. & McKenzie-Smith F. J. (2006) The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biol.* **51**, 2143–53.
- Carriker, M. R., 1967. En estuaries. Lauff, G. H. (ed). American Association for the Advancement of Science. Publ-83, Washington, D. C.
- Causapé J., Quílez D. & Aragüés R. (2004) Salt and nitrate concentrations in the surface waters of the CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): diagnosis and prescriptions for reducing off-site contamination. *J. Hydrol.* **295**, 87–100.
- Chapman, D. 1992. *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres.
- Chapman, D. y V. Kimtsach. 1992. Selection of water quality variables. En: D. Chapman (ed.). *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres. Pp. 59-126.
- Chin S. Ch, 2006. Development of post dry period hydrographs. Report of the requirements for the award of the degree of Bachelor of Civil Engineering. Faculty of Civil Engineering. University teknologi Malaysia. 78 pp.
- Clothier, B.E., and I. White, 1981. Measurement of sorptivity and soil diffusivity in the field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 117:311-314.
- CONAGUA 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero calera, Estado de Zacatecas. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrológica. México, D.F. 22 pp.
- CONAGUA 2007a. Mapa de las cuencas hidrográficas de México. Sistema de Información Geográfica del Agua. Comisión Nacional del Agua. México. [On line]: <http://siga.cna.gob.mx/>

CONAGUA, 2007b. Información meteorológica obtenida de la CONAGUA Gerencia Zacatecas. En formato electrónico. Marzo 2007.

CONAGUA. (2007c) Indicadores de calidad del agua. Escala de Clasificación de Calidad del Agua. Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días). Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. Jefatura de Proyectos de Estudios de Calidad del Agua. Available from: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/DBO.pdf.

CONAGUA. (2007d) Indicadores de calidad del agua. Escala de Clasificación de Calidad del Agua. Demanda Química de Oxígeno. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. Jefatura de Proyectos de Estudios de Calidad del Agua. Available from: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/DQO.pdf.

Comisión Nacional del Agua.

———1998. *Inventario de Cuerpos de Agua Epicontinentales Superficiales, Costeros y Humedales de la República Mexicana*. Comisión Nacional del Agua. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, México.

———. 1998b. *Definición de Perfiles Generales de Monitoreo Integrados a la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua*. Informe final. Instituto de Biología, México. 135 pp.

———. 2005. *Estadísticas del Agua 2005*. Comisión Nacional del Agua. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, México.

CONANP. (2006) Mexico's priority wetlands. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 80 p.

COREMI.

———1991. Monografía geológico-minera del estado de Zacatecas. 154 pp

———1998a. Carta geológico-minera Zacatecas (F 13-6). Escala 1:250000. SECOFI.

- 1998b. Carta geológico-minera Fresnillo (F 13-3). Escala 1:250000. SECOFI.
- Coughland, K.J., D. McGarry, R.J. Loch, B. Bridge, and G.D. Smith, 1991. The measurement of soil structure-some practical initiatives. *Aust. J. Soil Res.* 29:869-889
- Delegido, J.; Caselles, V.; Hurtado, E., 1991. "Determinación a escala regional de la evapotranspiración". En S. Gandía, J. Meliá (Eds.), *La Teledetección en el seguimiento de los fenómenos naturales. Recursos renovables: Agricultura. Curso de Postgrado, Universitat de Valencia. Estudi General. Departament de Termodinámica. Unidad de Investigación de Teledetección*
- Daniil E. I., Michas S. N., Lazaridis L.S. 2005. Hydrologic modeling for the determination of design discharges in ungauged basins. *Global NEST Journal*, 7(3):296-305, 2005.
- de Anda, J., Quiñones, S. E., French, R., Guzmán, M., 1998. Hydrologic Balance of Lake Chapala, (Mexico). *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*. 34(6):1319-1331.
- de Anda J, Shear H. 2008. Challenges Facing Municipal Waste Water Treatment in Mexico. *Public Works Management & Policy. Accepted for publication.*
- De la Lanza, G. 2000. Criterios Generales para la Elección de Bioindicadores. En: G. De la Lanza, S. Hernández y J.L. Carvajal (comps.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (biondicadores)*. SEMARNAT, CNA, UNAM, Instituto de Biología, México, pp. 17-42.
- De la Lanza, G. 2002. Recursos hidrológicos de México. Capítulo 3. En: F. J. Abarca y M. Herzig (Eds.). *Manual para el Manejo y la Conservación de los Humedales de México*. Tercera Edición. Publicación especial bajo colaboración de la Dirección General de Vida Silvestre-SEMARNAT, Arizona Game and Fish Department, North American Wetland Conservation Act, U.S. Fish and Wildlife Service, Convención Ramsar, U.S. State Department, Ducks Unlimited of Mexico-A.C., Pronatura Noreste, Canadian Wildlife Service y Society of Wetlands Scientists. Phoenix, Arizona, EE.UU.

- Díaz, E., E. López y E. Soto. 1995. Monitoreo Ambiental en Ecosistemas Acuáticos de México. En: C. Aguirre (Ed.) *Taller norteamericano sobre monitoreo para la evaluación ecológica de ecosistemas terrestres y acuáticos*. Septiembre 18-22. General Technical Report RM-GTR-284. Fort Collins, CO, U.S. Department of Agriculture, Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station. Pp. 264-273.
- Döll, P. and Siebert, S., 2002. Global modeling of irrigation water requirements. *Water Resour. Res.* 38, 1037.
- Dunne, T., L. B. Leopold, 1978. *Water in Environmental Planning*, W. H. Freeman and Co., San Francisco, USA.
- Durbridge, T.B. and A. Henderson-Sellers, 1993. Large-scale hydrological responses to tropical deforestation. 103-112 *In*. *Macroscale Modelling of the Hydrosphere*. B. Wilkinson, ed. IAHS Press, Wallingford, UK.
- El-Jaick L. J. y Gomes A. A. (2005). Estimate of the drainage water behaviour in shallow lakes. *Ecol. Model.* **184**, 219–27.
- Ela, S.D., S.C. Gupta, and W.J. Rawls, 1992. Macropore and surface seal interactions affecting water infiltration into soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:714-721.
- Elkaduwa, W. K. B., Sakthivadivel, R., 1998. Use of historical data as a decision support tool in watershed management: A case of study of the Upper Nilwala basin in Sri Lanka, Report 26, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- EPA. (1980a) Ambient water quality criteria for Arsenic. United States Environmental Protection Agency. Office of Water. Regulations and Standards. EPA 440/5-80-021. Washington, D. C. 477. 213 p.
- EPA. (1980b) Ambient water quality criteria for Chromium. United States Environmental Protection Agency. Office of Water. Regulations and Standards. EPA 440/5-80-035. Washington, D. C. 477. 114 p.
- EPA. (1980c) Ambient water quality criteria for Lead. United States Environmental Protection Agency. Office of Water. Regulations and Standards. EPA 440/5-80-057. Washington, D. C. 477. 159 p.

- Environmental Protection Agency (EPA). (2006) National recommended water quality criteria. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, D. C. Available from: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/>.
- Environmental Protection Agency. 2002a. *Methods for evaluating wetland condition: #1. Introduction to Wetland Biological Assessment*. United States Environmental Protection Agency. EPA-822-R-02-011. Washington, D.C.
- EPA. 1995. Watershed protection: a project focus, Assessment and watershed division, Office of wetlands, oceans and watersheds, U. S. Environmental protection Agency, Washington, D. C.
- EPA. (1997) Mercury Study Report to Congress. Volume VII: Characterization of Human Health and Wildlife Risks from Mercury Exposure in the United States. EPA report EPA-452/R-97-009. United States Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Planning & Standards and Office of Research and Development. 152 pp.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1999) Turbidity in source water. Chapter 9. In: *Guidance Manual for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule: Turbidity Provisions*. Office of Water (4607) United States Environmental Protection Agency. EPA 815-R-99-010. April 1999. p. 13.
- EQS. (2007) Environmental Quality Standards for Water Pollution. Ministry of the Environment Government of Japan. On line: <http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.html>
- Ersten, A. C. D. 1999, "Ecohydrological impact-assessment modeling: an example for terrestrial ecosystems in Nord-Holland, The Netherlands", *Environmental Modelling and Assessment*. **4**:13-22
- Gaytán B. R., De anda S. J., Nelson J. 2008. Computation of changes in the run-off regimen of the Lake Santa Ana watershed (Zacatecas, Mexico). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 2008 **13**: 155–167

- Gaytán B. R., De anda S. J., González F. F., 2009. Initial appraisal of water quality of Lake Santa Ana, Mexico. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 2009 **14**: 41–55
- Genereux D. & Bandopadhyay I. (2001) Numerical investigation of lake bed seepage patterns: effects of porous medium and lake properties. *J. Hydrol.* **241**, 286–303.
- Gleick P. H., 1987. The development and testing of a water balance model for climate impact assessment modelling the Sacramento basin. *Water Resources Research.* 23(6):1049-1061.
- Gökbülak, F., Özhan, S., 2006. Water loss through evaporation from water surfaces of lakes and reservoirs in Turkey. *Education and Research Foundation of Faculty of Forestry, Istanbul University*. Official Publication of the European Water Association (EWA)
- Haddeland, I., Lettenmaier D. P., and Skaugen, T., 2006. Effects of irrigation on the water and energy balances of the Colorado and Mekong river basins, *J. Hydrol.*, 324, 210–223.
- Haith, D. A., and Shoemaker, L. L., 1987. “Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients.” *Water Resources Bulletin*, 23:471-478.
- Harbor, J. 1994. A practical method for estimating the impact of land-use change on surface runoff groundwater recharge and wetland hydrology. *Journal of the American Planning Assosiation*, 60 (1):95-108.
- Hargreaves, G. H., and Samani, Z. A., 1985. “Reference crop evapotranspiration from temperature.” *Applied Engineering Agric.*, 1:96-99.
- HEC-HMS 2006. Hydrologic modeling system HEC-HMS V3.0.0. US Army Corps of Engineers®. [on line]: <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/download.html>
- Henderson-Sellers, A., Dickinson, R. E., Durbidge, T. B., Kennedy, P. J., McGuffie, K., Pitman, A. J., 1993. Tropical deforestation: modeling local-to regional-scale climate change. *Journal of Geophysycal Research*, 98(D4): 7289-7351.

- Herbst D. B. & Blinn D. W. (1998) Experimental mesocosm studies of salinity effects on the benthic algal community of a saline lake. *J. Phycol.* **34**, 772–8.
- Hodgson D. A., Vyverman W. & Sanne K. (2001) Limnology and biology of saline lakes in the Rauer Islands, eastern Antarctica. *Antarct. Sci.* **13**, 255–70.
- Howell S.N.G. and Webb. S. 2005. A guide to the birds and of Mexico and North Central America. Oxford University Press. 851 p.
- Hummer U. T., (1986) *Saline Lake Ecosystems of the World*. Dr. W. Junk Publishers, Kluwer Academia Press Group, Dordrecht, the Netherlands. 632 p.
- Hunt C. B., 1967. Physiography of the United States. W. H. Freeman and Co., San Francisco. 240 pp.
- Hynes, H. B. N., 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia*. **100**:93-99,

INEGI

- (1975a) Carta Uso del Suelo F13B47. Escala 1:50,000. Dirección de Estudios Económicos Comisión de Estudios del Territorio Nacional. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- (1975b) Carta Edafológica F13B47. Escala 1:50,000. Dirección de Estudios Económicos Comisión de Estudios del Territorio Nacional. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- (1975c) Carta Hidrología Superficial F13B47. Escala 1:50,000. Dirección de Estudios Económicos Comisión de Estudios del Territorio Nacional. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- 2000 Anuario Estadístico Zacatecas Sistema para la consulta del Anuario Estadístico Zacatecas. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 450 pp.
- 2003 Sistema de Descargas del Continuo de Elevaciones Digitales (CEM), Modelos digitales de Elevación (MDE) de escala 1:50,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). [on line] <http://mapserver.inegi.gob.mx/DescargaMDEWeb/>

- 2004 Sistema para la consulta del Anuario Estadístico del Estado Zacatecas. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Edición 2004
- 2006. Mapa de climas. Estado de Zacatecas. Instituto Nacional de Estadísticas, Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes. México. [On line]: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/zac/clim.cfm?c=444&e=18>
- Irmak, S., Irmak, A., Allen, R.G., and Jones, J. W., 2003. "Solar and net radiation-based equations to estimate reference evapotranspiration in humid climates." *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. ASCE. 129(5):336-347.
- Jain, A., Ray, S. C., Sharma, E., 2000. Hydroecological analysis of a sacred lake watershed system in relation to land-use cover range from Sikkim Himalaya, *Catena*, 4:263-278.
- Jarvis, N.J., P.B. Leeds-Harrison, and J.M. Dosser., 1987. The use of tension infiltrometers to assess routes and rates of infiltration in a clay soil. *J. Soil Sci.* 38:633-640
- Jarvis, N.J., and I. Messing, 1995. Near-saturated hydraulic conductivity in soils of contrasting texture measured by tension infiltrometers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:27-34.
- Jiménez Salas, J. A., Justo J. L. y Serrano A. A. (1981). *Geotecnia y cimientos II . Mecánica del suelo y de .* Ed. Rueda. 118 pp.
- Juárez , B. E. y Rico R. A., 1978. *Fundamentos de la mecánica de suelos. Tomo 1.* Tercera edición. Editorial Limusa. México. 642 pp
- Kalbus E., F. Reinstorf y M. Schirmer 2006, "Measuring methods for groundwater, surface water in their interactions: a review", *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 3:1809-1850.

- Kindscher K., Aschenbach T. & Ashworth S. M. (2004) Wetland vegetation response to the restoration sheet flow at Cheyenne Bottoms, Kansas. *Restor Ecol.* **3**, 368–75.
- Kite, G. W., 1993. Application of a land class hydrological model to climate change. *Water Resources Research*, **29**:2377-2384.
- Last, W. M., Schweyen, T. H., 1983. Sedimentology and geochemistry of saline lakes of the Great Plains. *Hydrobiologia*. 105(1): 245-263.
- Lean, J., C.B. Bunton, C.A. Nobre and P.R. Rowntree, 1995. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. *In*. Amazonian Deforestation and Climate. C.A.N. J.H.C. Gash, J.M. Roberts and R.L. Victoria, ed. Wiley, Chichester, UK.
- Lehner, B., Döll, P., 2004. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology*. **296**:1-22.
- Leopold, L.B., 1968. Hydrology for urban land planning – A guidebook on the hydrologic effects of urban land use.. U.S. Geol. Surv. Circ. 554, USGS, Washington, DC.
- Lichvar, R., Gustina, G., Bolus, R., 2004. Ponding duration, ponding frequency, and field indicators: A case study on three California, USA, playas. *Wetlands*. 24(2):406-413.
- Lin, H.S., and K.J. McInnes, 1995. Water flow in clay soil beneath a tension infiltrometer. *Soil Sci.* 159:375-382
- Linge K. L., & Oldham C. E. (2002) Arsenic remobilization in a shallow lake: The role of sediment resuspension. *Journal of environmental quality* 3:822-828.
- Linsey, R. K., Franzini, J. B., Freyberg, D. L., Tchobanoglous, G., 1992. Water resource engineering. 4th edition. McGraw-Hill, Inc. 841 pp.
- Loeb, S.L. y A. Spacie. 1994. *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Londres.
- López, M. y M. Guzmán. 1995. Monitoreo en reservorios de México. En: C. Aguirre (ed.). *Taller norteamericano sobre monitoreo para la evaluación ecológica de ecosistemas terrestres y acuáticos*. Septiembre 18-22. General Technical

- Report RM-GTR-284. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agricultura, Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station. Pp. 273-279.
- Lucena F., Bosch A., Ripoll J. & Jofre J. (1988) Fecal pollution in llobregat river: Interrelationships of viral, bacterial, and physico-chemical parameters. *Water, Air, & Soil Pollution* 39: 15-25.
- Lukatelich R. J. & McComb A. J. (1986) Nutrient levels and the development of diatom and blue-green algal blooms in a shallow Australian estuary. *J. Plankton Res.* **8**, 597– 618.
- L'vovich, M.I. and G.I. White, 1990. Use and transformation of terrestrial water systems. 235- 252 In. *The Earth as Transformed by Human Action*. W.C.C. B.L. Turner, R.W. Kates, J.F. Richards, J.T. Mathews and W.B. Meyer, ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Martínez C. L. R, 1998. *Ecología de los sistemas acuícolas. Bases ecológicas para el desarrollo de la acuicultura*. AGT editor, S.A. México 227pp
- McGuire, A.C., J.M. Melillo, L.A. Joyce, D.W. Kicklighter, A.L. Grace, B. Moore and C.J. Vörösmarty., 1992. Interactions between carbon and nitrogen dynamics in estimating net primary productivity for potential vegetation in North America. *Global Biogeochemical Cycles* 6: 101-124.
- Mendoza, M. E., Bocco, G., Bravo, M., 2002. Spatial prediction in hydrology: status and implications in the estimation of hydrological processes for applied research. *Progress in Physical Geography*. 26(3):319-338.
- MacDonald, L.H., A.W. Smart y R.C. Wismar. 1991. *Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams on the Pacific Northwest and Alaska*. U.S. Environmental Protection Agency, Region 10, NPS Section, Seattle
- Mcguffie, K. A., Henderson-Sellers, Zhang, H., 1998. Modelling climate impacts of future rainforest destruction. *En: Malovey, B. K. (ed). Human activities and the tropical rainforest*. Kluwer Academic Publisher, Netherlands.
- Mosner M. S. y Aulenback B. T. 2003. Comparison of methods used to estimate lake evaporation for a water budget of lake Seminole, Southwestern Georgia

- and Northwestern Florida. Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference. pp 23-24.
- Mudrock, A. y S.D. MacKnight. 1994. *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*. Lewis Publishers, Londres.
- Mustafa, Y. M., Amin M.S.M., Lee T. S., 2005. Evaluation of land development impact on a tropical watershed hydrology using remote sensing and GIS. *Journal of spatial hydrology*. 5(2):16-30. [On line]: www.spatialhydrology.com/journal/paper/watershed/watershed.pdf
- Navarro L., Núñez E., Cardona A., Castro J., Villalpando E. S. & Bueno A. (2005) Análisis y distribución de elementos mayores en el agua subterránea del acuífero de Calera, Zacatecas. *Resumen Actas INAGEQ* 11:9.
- Nikolaidis, N. P., Hu, H. L., Ecsedy, C., Lin, J. D., 1993. Hydrologic response of fresh water to climatic variability: model development. *Water resources Research*. 29:3317-3328.
- Novotny, V. & Olem, H., 1994. *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Novotny, V., Clark, D., Griffin, R., & Booth, D., 2000. Risk Based Urban Watershed Management Under Conflicting Objectives. Conference proceedings for the First IWA Congress of the International Water Association (IWA), Paris, France, July 3-7, 2000, Book 5, Water Resources Planning and Waster Management, 144 – 151.
- Núñez, E. 2003. *El acuífero de Calera, Zacatecas, Situación Actual y Perspectivas para un Desarrollo Sustentable*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias de la Tierra. Universidad Autónoma de Nuevo León. México. 81 pp.
- Ortiz-Jiménez, M. A., de Anda, J., Shear, H., 2005. Hydrologic balance of Lake Zapotlan (Mexico). *Journal of Environmental Hydrology*. USA. 13(5):1-12
- Ortiz V.B. y Ortiz S. C.A. 1988. *Edafología*. Chapingo, México.

- Palmer, W. C., Havens, A. V., 1958. A graphical technique for determining evapotranspiration by the Thornthwaite method. *Monthly Wather Review*. April 1958, 123-128.
- Pauer J. J. y Auer M. T. (2000). Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system. *Water Res.* **34**, 1247–54.
- Pérez-Arteaga A., Jackson S.F., Carrer E. & Gaston K. J. (2005) Priority sites for wildfowl conservation in Mexico. *Animal Conservation* 8:41-50
- Perroux, K.M., and I. White., 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Am. J.* 52:1205-1215.
- Pinedo-Robles, R., López-Gómez, C. 2002. Fresnillo. *Enciclopedia de los Municipios de México. Estado de Zacatecas*. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Zacatecas. Centro de Investigaciones Históricas de Fresnillo, A. C. (CIHFAC). Disponible en el World Wide Web: <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/zacatecas/municipios/32010a.htm>.
- Pizarro, T. R., Ramírez B., Flores J., 2003. Análisis comparativo de cinco métodos para la estimación de precipitaciones areales anuales en períodos extremos Nota Técnica. *BOSQUE* 24(3): 31-38.
- Queralt, I., Juliá, R., Plana, F., Bischoff, J. L., 1997. A hydrous Ca-bearing magnesium carbonate from playa lake sediments, Salines Lake, Spain. *American Mineralogist*. 82:812–819.
- Quillin, J. P., Zartman, R. E., Fish, E. B., 2005. Spatial distribution of playas basins in Texas high plains. *The Texas Journal of Agriculture and Natural Resource*. **18**:1-14.
- Raich, J., E. Rastetter, J. Melillo, B.J. Peterson, D. Kicklighter, P.A. Steudler, B. Moore, C.J. Vörösmarty and A. Grace, 1991. Potential net primary productivity in South America: application of a global model. *Ecological Applications* 2: 55-70.
- Rau G. H., Caldeira K., Knauss K. G., Downs B. & Sarv H. (2001) Enhanced carbonate dissolution as a means of capturing and sequestering carbon

- dioxide. First National Conference on Carbon Sequestration, Washington, D. C., 14–17 May 2001. 7 p. Available from: http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/01/carbon_seq/p24.pdf.
- Rivas, R., Caselles, V., 2004. A simplified equation to estimate spatial reference evaporation from remote sensing-based surface temperature and local meteorological data. *Remote Sensing of Environment* 93 (2004) 68– 76
- Rosnay, P. de, Polcher, J., Laval K., and Sabre, M., 2003. Integrated parameterization of irrigation in the land surface model ORCHIDEE. Validation over Indian Peninsula, *Geophys. Res. Lett.*, 30, 1986.
- Rushton, B., 1996. Hydrologic Budget for a Freshwater Marsh in Florida. *Journal of the American Water Resources Association*. AWRA. 32(1): 13-21.
- Quillin, J. P., Zartman, R. E., Fish, E. B., 2005. Spatial distribution of playas basins in Texas high plains. *The Texas Journal of Agriculture and Natural Resource*. 18:1-14.
- RAMSAR 2004. *The Ramsar Convention Manual. A Guide to the Convention on Wetlands* (Ramsar, Iran, 1971). 3rd edition. 75 pp. [On line]: http://www.ramsar.org/lib/lib_manual2004e.htm
- Rind, D., Rosenzweig, C., Goldberg, R., 1992. Modelling the hydrological cycle in assessment of climate change. *Nature*. 359:119-121.
- Roberts G. & Marsh T. (1987) *The Effects of Agricultural Practices on the Nitrate Concentrations in the Surface Water Domestic Supply Sources of Western Europe*. *Water for the Future: Hydrology in Perspective*. IAHS Publication, 164. International Association of Hydrological Sciences, Washington, D. C., 365–80.
- Roni, P. 2005. Overview and Background. En: *Monitoring Stream and Watershed Restoration*. P. Roni (ed.). American Fisheries Society, Bethesda. Pp. 1-11.
- Sánchez, M. y Chuvieco, E., 2000. “Estimación de la evapotranspiración del cultivo de referencia, ET₀, a partir de imágenes NOAA-AVHRR”. *Revista de Teledetección*, Vol. 14, pp. 11-21.

- Saenger C., Miller M., Smittenberg R. H. & Sachs J. P. (2006) A physico-chemical survey of inland lakes and saline ponds: Christmas Island (Kiritimati) and Washington (Teraina) Islands, Republic of Kiribati. *Saline Syst.* **2**, 8.
- Saijo Y., Mitamura O. & Tanaka M. (1995) A note on the chemical composition of lake water in the Laguna Amarga, a saline lake in Patagonia, Chile. *Int. J. Salt Lake Res.* **4**, 165–7.
- Sabater S., Guasch H., Romaní A. & Muñoz I. (2002) The effect of biological factors on the efficiency of river biofilms in improving water quality. *Hydrobiologia* 469:149-156.
- Sellers, P.J., L. Bounoua, G.J. Collatz, D.A. Randall, D.A. Dazlich, S.O. Los, J.A. Berry, I. Fung, C.J. Tucker, C.B. Field and T.G. Jensen., 1996. Comparison of radiative and physiological effects on doubled atmospheric CO₂ on climate. *Science* 271: 1402-1406
- Shahagian D., 2000. Global physical effects of anthropogenic hydrological alterations: sea level and water redistribution”, *Global and Planetary Change*, 25, pp. 39-48.
- Sharma, K. V. P., Vorósmarty, C. J., Moore III, B., 2000. Sensitivity of the Himalayan hydrology to land use and climatic changes”, *Climatic Change*, pp. 117-139.
- Schwoerbel, J., 1961. Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. *Archiv für hydrobiology*, Suppl. **25**:182-214.
- Stauffer R. E. & Wittchen B. D. (1992) Hydrogeochemistry of Maine seepage lakes and related groundwaters. *J. Hydrol.* **138**, 559–81.
- Secretaría de la Convención de Ramsar.
- 1995. La planificación para el manejo de los sitios Ramsar y otros humedales. Resolución 5.7. Convención Ramsar COP5. Kushiro, Japón.
- 1996. Definición de trabajo de características ecológicas, lineamientos para describir y mantener las características ecológicas de los sitios incluidos en la Lista, y funcionamiento del Registro de Montreux. Técnicas para evaluación y monitoreo 135 Resolución 6.1. Convención Ramsar COP6. Brisbane, Australia.

- 2004. *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales* (Ramsar, Irán, 1971), Tercera edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- 2005. Herramientas de Evaluación contenidas en el Marco Integrado de Inventario de Humedales, Evaluación y Monitoreo (IF-WIAM). Documento 24 de Discusión. Convención Ramsar COP9. Kampala, Uganda.
- Shear, H. 1995. Ecological Assessment in Canada. En: C. Aguirre (ed.). *Taller Norteamericano sobre Monitoreo para la Evaluación Ecológica de Ecosistemas Terrestres y Acuáticos*. Septiembre 18-22. General Technical Report RM-GTR-284. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agricultura, Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station. Pp. 20-30.
- Shukla, J., C.A. Nobre and P.J. Sellers, 1990. Amazon deforestation and climate change. *Science* 247: 1322-1325.
- Smettem, K.R.J., J.Y. Parlange, P.J. Ross, and R. Haverkamp., 1995. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 3. Parameter estimation using a double-disk tension infiltrometer. *Water Resour. Res.* 31:2491-2495.
- Smettem, K.R.J., and B.E. Clothier., 1989. Measuring unsaturated sorptivity and hydraulic conductivity using multiple disc permeameters. *J. Soil Sci.* 40:563-568.
- Spellerberg, I. F. 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, New York. 374 p.
- SPP, 1981. *Síntesis Geográfica de Zacatecas*. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística Geografía e Informática. Secretaría de Programación y Presupuesto. México. 222 pp.
- SRH, 1970. *Manual de Mecánica de suelos*. Secretaria de Recursos hidráulicos. México.

- Sumnera D. M. y Jacobs J. M. 2005. Utility of Penman–Monteith, Priestley–Taylor, reference evapotranspiration, and pan evaporation methods to estimate pasture evapotranspiration. *Journal of Hydrology*. **308**:81–104.
- Taboada Castro, M.M., M. Lado Liñares, A. Diéguez Villar, y A. Paz González., 1998. Evolución temporal de la infiltración superficial a escala de parcela. p. 101-127. In A. Paz González y M.T. Taboada Castro (eds.) Jornadas Internacionales Sobre Erosión Hídrica, La Coruña, España. 11-13 de junio de 1998
- Taylor A.B., y Schwartz H. E., 1952. Unit-hydrograph lag and peak flow related to drainage basin characteristics. *Trans. Am. Geophys. Union*. Vol 33 pp 235-246
- UNESCO 2006. *Water a shared responsibility*. The United Nations World Water Development Report 2. UN-WATER/WWAP/2006/3. United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization. 600 pp.
- UNESCO 2003. *Water for People. Water for Life*. The United Nations, World Water Development Report. United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization, and Bergham Books. 576 pp.
- USGS 2006. El ciclo del agua. U. S. Geological Survey. [on line]: <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html>
- Valero-Garcés B. L., Navas A., Machin J., Stevenson T. & Davis B. (2000) Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. The History of Salada Chiprana, Central Ebro Basin, *Spain*. *AMBIO* **29**, 344–50.
- Van Afferden M. & Hansen A. M. (2003) Forecast of lake volume and salt concentration in Lake Chapala, Mexico. *Aquat Sci. Res. Across Boundaries* **66**, 257–65.
- Villalpando E., Núñez E., Cardona A., Castro J., Navarro L. & Bueno A. (2005) Distribución y movilidad de elementos traza en el agua subterránea de la cuenca hidrológica de Calera, Zacatecas. *Actas INAGEQ* 11:10.

- Vorosmarty, C. J., Moore III, B., 1991. Modeling basin-scale hydrology and support of physical climate and global biogeochemical studies: An example using the Zambezi river. *Surveys in Geophysics*. **12**: 271-311.
- Watson, K.W., and R.J. Luxmoore., 1986. Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:578- 582.
- Wetzel, R. G., 1975. *Limnology*. Saunders College publishing. Pha. 745 pp
- White, I., and M.J. Sully., 1987. Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. *Water Resour. Res.* 23:1514-1522.
- Wilson, G.V., and R.J. Luxmoore., 1988. Infiltration, macroporosity and mesoporosity distributions on two forested watersheds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:329-335.
- Wilson R.M. (2002) Directing the flow: Migratory waterfowl, scale, and mobility in western North America. *Environmental History*. 20 p. On line: http://findarticles.com/p/articles/mi_qa3854/is_200204/ai_n9061381
- Williams W. D. (1999) Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes Reservoirs: Res. Manage.* **4**, 85–91.
- Williams W. D. (1966) Conductivity and the concentration of total dissolved solids in Australian lakes. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* **17**, 169–76.
- Williams W. D. (1986) Conductivity and salinity of Australian salt lakes. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* **37**, 177–82.
- Williams W. D. (1994) Definition and measurement of salinity in salt lakes. *Int. J. Salt Lake Res.* **3**, 53–63.
- WinSTAT® for Excel, 2002. “Users Manual and Software”. The WinSTAT® is a registered trademark of R. Fitch. 118 pp.

- Winterkorn H. y Fang H., 1975. Foundation Engineering Handbook. Van Nostrand Reinhold Company.
- WMS 2006. Watershed Modeling System Software V.7.1. Brigham Young University. 242 Clyde Building. Provo, UT 84602. [on line]: <http://www.emrl.byu.edu/wms.htm>
- Woodward, F.I. and T.M. Smith., 1994. Global photosynthesis and stomatal conductance: modelling the controls by soil and climate. *Botanical Resources* 20: 1-41.
- Xu, C. Y., Singh, V. P., 2002. Cross comparison of empirical equations for calculating potential evapotranspiration with data from Switzerland. *Water Resources Management* 16: 197–219.
- Xu, C. Y., 2000. Climate change and hydrologic models: A review of existing gaps and recent research developments. *Water Resources Management*. **13**:269-382.
- Yamada E. (1997) Determination and the behavior of trace amounts of chloride and bromide ions in environmental waters, such as rain and river waters. *Analyt. Sci.* **13**, 385–90.

Computation of changes in the run-off regimen of the Lake Santa Ana watershed (Zacatecas, Mexico)

Roberto Gaytán,¹ José de Anda^{2*} and Jim Nelson³

¹Departamento de Recursos Hidráulicos, Universidad Autónoma de Zacatecas, Ramón López Velarde, Zacatecas, Mexico, ²Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, Guadalajara, Jalisco, Mexico,

³Department of Civil and Environmental Engineering, Brigham Young University, Provo, Utah, USA

Abstract

This study describes the application of a water run-off model for Lake Santa Ana, Mexico, developed through the combined application of two simulation models: the Watershed Modelling System (WMS) and the Hydrologic Modelling System (HEC-HMS). The WMS was used to estimate the geometric parameters of the hydrographic basin from a digital elevation model and geographical information describing the location of the hydraulic infrastructure developed in the basin in recent years. The HEC-HMS was used to estimate the run-off hydrographs, by using historical rainfall data and calibrating the model with the observed hydrometric data. The lake bathymetry was taken into account in order to estimate the lake's water balance. Recent observations indicate that anthropogenic activities have modified the natural run-off features of the lake basin. The magnitude of these modifications was estimated by linking the WMS and HEC-HMS models. Application of these linked tools allowed the successful estimation of the modified basin limits and hydraulic behaviour of Lake Santa Ana.

Key words

closed basin, hydrological balance, Lake Santa Ana, run-off models, *playa* lake, watershed modification.

INTRODUCTION

The hydrological cycle and its individual processes (precipitation, run-off, evaporation, evapotranspiration, infiltration) are central subjects of hydrology (USGS 2006). Each process exhibits a high spatial and temporal variability, and plays a critical role in physical, chemical and biological processes that control the terrestrial system. Furthermore, human activities are inseparable from these natural events (Dunne & Leopold 1978; Elkaduwa & Sakthivadivel 1998). Local modifications produced by human activities can result in large-scale consequences in the hydrological cycle (UNESCO 2003, 2006). Changes in vegetation coverage, as a result of the expansion of agriculture and urban land uses, with their associated contamination impacts, have a strong effect on hydrological processes. Thus, it is necessary to study both small basins and larger, regional level basins (Shahagian 2000; Sharma *et al.* 2000).

Hydrological modelling of large and small basins has been widely applied in assessing environmental impacts

caused by changes in the hydrological cycle, or from land-use changes resulting from human activities (Henderson-Sellers *et al.* 1993; Kite 1993; Harbor 1994; Bhaduri *et al.* 1997; Sharma *et al.* 2000). At the same time, mismanagement of water resources, and its potential long-term repercussions for regional and global climate changes, also has attracted the attention of other researchers (Gleick 1987; Vorosmarty & Moore 1991; Rind *et al.* 1992; Nikolaidis *et al.* 1993; McGuffie *et al.* 1998; Xu 2000).

In this context, the hydrological management of watersheds supplies the conceptual and spatial framework to allow the development and implementation of norms and conservation practices, based on the understanding of ecological and social processes, and interactions necessary to assure the integrity of the basin while, at the same time, to assess the impacts of human activities on the hydrological processes (EPA 1995; Ersten 1999; Jain *et al.* 2000). It is necessary, however, to appreciate that it is not possible to achieve reliable assessment or appropriate management practices, if the hydrological data are not sufficiently good for a regional analysis (Bergström & Graham 1998; Mendoza *et al.* 2002). Hydrologists have addressed this problem by quantifying the behaviour of

*Corresponding author. Email: janda@ciatej.net.mx

Accepted for publication 20 January 2008.

the different processes of the hydrological cycle over a long time period, thereby making it possible to simulate these processes at the watershed level (de Anda *et al.* 1998; Winter & Springer 2003; Ortiz-Jiménez *et al.* 2005; Awulachew 2006a,b). With hydrology, as with other sciences, the development of new measurement methods has facilitated significant advances in our knowledge of these functional relationships.

Study area

Zacatecas State is located in the north central part of the Mexican Republic. It is characterized by a dry climate, with an average annual temperature of 16°C, and a mean rainfall of 510 mm. The mean extreme annual variations in temperature and rainfall are 35°C (maximum) and 6°C (minimum); and 910 mm (maximum) and 324 mm (minimum), respectively (INEGI 2006). The Calera watershed is located in the middle of Zacatecas State. It is a closed basin covering $\approx 2056.57 \text{ km}^2$ (CONAGUA 2007a). Its natural limits are bordered on the east by the Zacatecas Mountains, on the west by the Fresnillo Mountains, on the north by El Algodon hill, and on the south by the La Mesa hills. The Calera watershed is part of the El Salado hydrological region number 37 (RH37), being located in the Fresnillo-Yesca basin above the Calera Aquifer. The aquifer is the only water supply in the basin, because of its predominantly dry climate (Conagua 2007a). Agricultural and industrial activities have caused an imbalance between water abstractions and recharge in the Calera Aquifer, creating a situation of water over-exploitation (CONAGUA 2002; Betsco Consulting group 2004). Lake Santa Ana is located at the north end of the Calera watershed (Fig. 1), being the most important water body in the region. It is located at 23°22'15"N and 102°42'20"W. The lake's surface area fluctuates between 816 ha in the rainy season (with a mean depth of 0.82 m) and 450 ha in the dry season (with a mean depth of 0.35 m). Accordingly, it is considered an intermittent shallow lake, located in a semiarid zone.

Lake Santa Ana receives $\approx 86.5\%$ of the surface run-off in the Calera watershed. It represents a diverse habitat of migratory species (e.g. ringed teals, white geese, Canadian geese, grey crane, etc.) (Pinedo-Robles & López-Gómez 2002). The lake, located at the north to the central portion of Mexico, is a priority site for wildfowl conservation in Mexico (Pérez-Arteaga *et al.* 2005). The typical rainfall in the basin during the dry season is 36.9 mm (February to May), compared to 321 mm in the rainy season (June to September). The shallow features of the lake, and its high evaporation rate, also are factors contributing to the intermittent nature of the waterbody.

However, the build-up of irrigation channels during 1973–1979 in the Calera watershed modified the run-off patterns of the basin, increasing water run-off to Lake Santa Ana. According to Bates and Jackson (1984) and Briere (2000), Lake Santa Ana can be considered a 'playa lake' or *sabkha* (an Arabic word meaning a salty waterbody). Playa lakes are characterized by shallowness and intermittency, normally being located in arid or semiarid closed basins. This type of lake inundates the beach during the rainy season, with the beaches gradually reappearing during the evaporation period of the dry season. As a result of the intermittent processes in the lake, the concentration of dissolved solids and salts in the lake increases, resulting in higher conductivity.

There are efforts worldwide to inventory and classify lakes, dams and reservoirs (Lehner & Döll 2004). In the case of 'playa lakes', some studies are directed at their classification and characterization (Last & Schweyen 1983; Lichvar *et al.* 2004; Quillin *et al.* 2005). Hydrological and limnological studies of this type of lakes are relative recent (Cooper & Koch 1984; Querlat *et al.* 1997; Seddon & Briggs 1998; Briggs *et al.* 2000; Gaberščik *et al.* 2003; Bren & Sandell 2004) and, particularly in Mexico, the contributions are scarce (Alcocer & Escobar 1996).

There is very little published research on Lake Santa Ana, with the few existing official technical reports not considering the lake to be a potential water resource. Most of the related information focuses on the Calera Aquifer

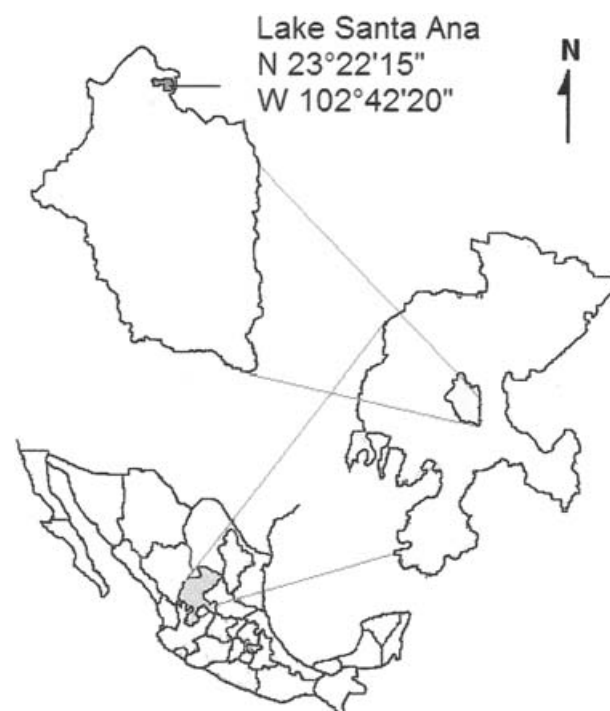


Fig. 1. Location of Lake Santa Ana and its basin.

(Conagua 2002). Between the 1960s and 1990s, several studies of the quality and quantity of groundwater in the Calera Aquifer were carried out by different governmental and academic institutions (Conagua 2002), mainly because it was the main water supply in the region.

The goals of this study are to: (i) describe the primary bathymetric features of Lake Santa Ana; (ii) quantify the changes induced in the limits and area of the basin due to the build-up of hydraulic infrastructure; and (iii) generate a first approach to a calibrated water balance model that quantifies the components of the hydrological cycle relevant to the lake. This study is intended to contribute to the body of knowledge about playa lakes, and particularly to establish the importance of Lake Santa Ana as a potential area for waterfowl conservation and recreation.

METHODS

Water balance of the lake

The input and output components of the water balance of a lake or reservoir depend on its bathymetric features, the climate, and hydrological, geological and anthropogenic factors (de Anda *et al.* 1998). A lake's water balance equation can be developed from a simple continuity equation that considers the hydrological cycle processes (Eqn 1). Furthermore, this continuity equation is governed by the conservation of mass, which is described by equilibrium between the input and the output of water fluxes, as follows (Awulachew 2006a,b):

$$V_{in} - V_{out} + P - E - \Delta S = 0 \quad (1)$$

where: V_{in} = surface and subsurface water inflow (m^3); V_{out} = surface and subsurface water outflow (m^3); P =

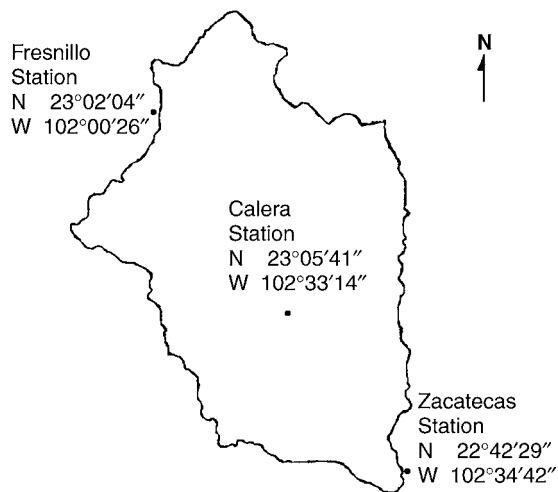


Fig. 2. Location of the meteorological stations and calculated limits of the Santa Ana basin.

precipitation volume (m^3); E = evaporation volume (m^3); and ΔS = change in water storage (m^3).

Alternatively, the hydrological parameters can be defined in terms of the water depth. The variables of the water balance equation in an ideal situation are computed separately, providing a closed solution. In practice, however, the computation leads to a discrepancy, or residual error. Considering the error term (δ) therefore Equation 1 can be rewritten as follows (Awulachew 2006a,b):

$$V_{in} - V_{out} + P - E - \Delta S \pm \delta = 0 \quad (2)$$

Solution procedure

The water balance model equations, as written in the above form, can be used to compute and simulate water volume, area and depth, or to estimate unknown water balance components. The purpose of the water balance here is to simulate the water level, and compute the water volume, area and temporal variability on monthly or yearly time intervals. With the water levels thus determined, volume-based or depth-based equations or storage capacity (rating curves of depth *versus* volume) curves can be employed to estimate the area and volume of the lake. The depth-based simulation procedure has been employed in this study, and is described in the following steps (Awulachew 2006a,b):

- 1 Compute initial parameters (area, volume, etc.) from the initial depth, as the boundary conditions
- 2 Assume an average water surface area over the time period i , $A_{mi} = A_{1,i}$, where $A_{1,i}$ = initial lake area
- 3 Compute the change in depth (ΔZ_i) from the following equation:

$$\Delta Z_i = \frac{(PF \cdot p - EF \cdot e)A_{1,i} + V_{in,i} - V_{out,i}}{A_{m,i}} \quad (3)$$

where: $A_{1,i}$ = surface area of lake for evaporation and rainfall computation; p = rainfall depth; e = evaporation depth; PF = rainfall correction factor; and EF = evaporation correction factors, which are used to adjust rainfall and evaporation for the lakes.

The water depth at the end of the simulation interval is given as:

$$Z_{2,i} = Z_{1,i} + \Delta Z_i \quad (4)$$

It is calculated from the following steps:

- 1 Compute $A_{2,i}$ (surface area at end of time interval i), from the area elevation curve:

$$A_{m,i} = \frac{A_{1,i} + A_{2,i}}{2} \quad (5)$$

2 Repeat steps 3 and 4 until a reasonable agreement in Z is obtained.

3 Compute volume $V_{2,i}$ at end of time interval i , using the storage capacity curve.

4 For the next time interval, $Z_{1,i+1}$, $A_{1,i+1}$, and $V_{1,i+1}$ are described by $Z_{2,i}$, $A_{2,i}$, and $V_{2,i}$.

Boundary conditions

As a water balance for Lake Santa Ana requires the basin run-off, as indicated in the V_{in} component of Equation 2, a strategy must be developed to estimate it. This strategy requires first that the natural and modified hydrographic basin conditions be determined.

Modern GIS software allows digital-spatial data to be processed and used in developing hydrological modelling studies. For this study, the Watershed Modelling System[®] (WMS 2006) was chosen, as it is capable of processing digital elevation, land use and soils files available for the study. It also is connected to multiple numerical run-off models adequate for the intended study (Mustafa *et al.* 2005). The natural limits of the Lake Santa Ana basin were determined using the WMS grid-based delineation methods, and the digital topographical information or digital elevation models (DEM). The DEM for this work was obtained from the Mexican Institute of Statistics, Geography, and Informatics, at a spatial scale of 1 : 50 000 (INEGI 2003).

The physical limits of the lake itself were obtained from the lake bathymetry. Because of the shallowness of the lake, the bathymetric survey was carried out by direct measurements, using a level rod and a Global Positioning System (GPS). The resulting survey data were later registered and drawn, using the AutoCAD[®] (<http://www.autodesk.es/adsk/servlet/index?siteID=455755&id=6693291>) program. The resulting data were subsequently supplied to WMS as part of the digital information necessary to delineate the hydrographic and bathymetric features of both the basin and the lake.

Changes in boundary conditions

The hydrographic limits of the Lake Santa Ana basin have undergone significant changes over the past several years, due largely to construction of 169 km of channels outside the natural basin in 1973–1979. The reason for developing these channels was to protect important agricultural land from flooding during the rainy season. These channels were designed to discharge excess water into Lake Santa Ana, extending the basin limits and creating new sources to the lake. Furthermore, the lake has received municipal wastewater effluents from the towns of Calera and Ramón López-Valarde since 1979, and industrial wastewater effluents from a large brewery since 2005.

To estimate the additional run-off contribution from the flood protection channel system, the channels were first measured, and located with the use of a GPS. This information subsequently was supplied to WMS for use in determining the modified basin areas.

Rainfall and evaporation

The daily rainfall information over the period of 1963–2006 from the meteorological stations located in Fresnillo (23°10'40"N, 102°53'20"W), Calera (22°54'00"N 102°39'00"W) and Zacatecas (22°45'39"N, 102°34'30"W (Conagua 2002) was used to estimate the average rainfall over the basin, using the Thiessen polygon technique (Pizarro *et al.* 2003) (Figure 2). The dynamics of the monthly mean rainfall, and the rainfall frequency in the studied period was analysed using the WinSTAT[®] (2002) program.

In addition to evaporation data from the meteorological stations, direct daily measurements of evaporation were made at the lake throughout March 2006, using an evaporation pan (diameter of 1.2 m; depth of 0.26 m) installed near the lake. Daily water losses in the lake were measured with a permanent scale, assuming that the observed water losses were because of evaporation. The scale, divided into centimeters, has a height of 2.40 m, and is located at the geographical coordinates 23°13'53"N and 102°43'59"S.

The observed measurements were used to determine the evaporation coefficient of the lake, calculated as the lake evaporation divided by the pan evaporation. The depths in the lake, and the heights in the pan, were measured on a daily basis, and compared to the daily information measured at the Fresnillo, Calera, and Zacatecas meteorological stations, which were monitored by the Water National Commission (CONAGUA) during the same period.

Run-off model

Run-off from the Lake Santa Ana basin was estimated with the HEC-HMS hydrological simulation programme. In addition to the delineated watershed boundary, HEC × HMS requires information on rainfall, soil type and land use to formulate a run-off response. HEC-HMS is designed to simulate the run-off process from dendritic networks for a wide range of geographical areas and problems, including large river basin water supply and flood hydrology, as well as small urban or natural watershed run-off (HEC 2006). Rainfall data for the HEC-HMS model were obtained from the Water National Commission (CONAGUA 2007b) for the period 2000–2006. Soil type and land-use information was obtained from areal maps at scales of 1 : 50 000 and 1 : 250 000 (INEGI

1975a,b,c). These digital datasets were overlaid on the previously delineated watershed boundary in WMS to extract the necessary boundary fluxes (i.e. rainfall) and estimate the infiltration and run-off parameters by indexing them to physical properties (i.e. land use and soils).

The spatially derived parameters in WMS were then exported to the HEC-HMS program in order to complete the numerical simulation water balance. Daily rainfall data and monthly potential evaporation measured for the basin also were supplied. The potential evaporation was adjusted, using the estimated average evaporation coefficient. Utilizing this information, the run-off simulation was carried out for the rainy and dry seasons on a continuous basis, considering both the natural and modified basins during the period from January to December 2006 (Linsey *et al.* 1992; Daniil *et al.* 2005; Chin 2006).

Another advantage of using HEC-HMS is that it includes two models that permit continuous simulation with daily rainfall data; namely, the Soil Moisture Accounting (SMA) Method and the Deficit Constant Method (DCM). The SMA Method was selected for this study, as it is more adequate for simulating complex systems than the DCM. The SMA requires a rainfall excess transformation model in the run-off process. In the case of the HEC-HMS program, it includes the Clark and Snyder Unit-Hydrograph method, and the Soil Conservation Service (SCS) Method. The unit hydrograph ordinates proposed by the user also can be applied.

The Clark Unit-Hydrograph method was used in this study, as it permits the use of mean daily rainfall values. Finally, it was necessary to select a routing method to complete the run-off model. For the Lake Santa Ana model, a linear reservoir method was chosen because it can best simulate the base flow, water storage and subsurface water flow in the soil.

The method selected in the HEC-HMS program to estimate evapotranspiration in the basin was the monthly mean value, which permitted the use of a monthly

measured pan evaporation coefficient. A time step of 24 h was used in the calculations. The run-off hydrographs obtained by using HEC-HMS for each simulated month were compared to the estimated volumes through a hydrological balance for the lake. The hydrological parameters of the HEC-HMS model were adjusted until the run-off estimations were in accord with the calculated results from the hydraulic balance in Lake Santa Ana.

Water extractions and water uses

Information on the surface water sources, and the extracted yearly water volumes (Tables 1 and 2, respectively), was collected to estimate the annual surface water volume extractions used for agricultural and municipal services. As seen in these tables, surface water extractions of 13.2 million m³ year⁻¹ in the basin are mainly used for agriculture and cattle. A water volume 7.5 times less than that of the groundwater extractions of 99.25 million m³ year⁻¹ in 2002 was used for agriculture and cattle in the same area, representing 79.4% of the total groundwater extractions in the basin (Conagua 2002).

Groundwater contribution

To determine the water balance for Lake Santa Ana, it was necessary to know the sources and sinks in the system. It is possible that groundwater can be both a water source and/or a sink. In this study, however, net groundwater contributions were assumed to be negligible, compared to run-off, precipitation, and stream flow sources, or evaporation sinks. This hypothesis will be verified with a comparison of the main surface water processes of the water balance to the changes in the lake water storage.

RESULTS

Lake bathymetry

The measured bathymetric data for Lake Santa Ana are presented in Table 3, with its respective depth–area and depth–volume rating curves represented graphically in

Table 1. Main surface water sources in the Lake Santa Ana basin (Conagua 2002)

Name	Municipality	Water extractions (mm ³ year ⁻¹)	Creek used for extraction	Irrigated land (ha)
En Medio creek	Gral. Enrique Estrada	2.9	Barrancos	230
Toribio Reservoir	Calera	2.8	En medio	620
Calera Dam	Calera	2.0	Calera	207
La Bomba Dam	Fresnillo	2.0	El Aguila	457
Los Chilitos creek	Fresnillo	1.9	Prieto	–
El Peñasco Dam	Gral. Enrique Estrada	1.6	Las Iglesias	135
Total		13.2		1649

Table 2. Groundwater volume abstractions, based on consumptive uses (Conagua 2002)

Water extraction source	Water uses										
	Agriculture		Cattle		Municipal services		Industry		Total		Non-used water sources
	No.	Extracted volume (mm ³ year ⁻¹)	No.	Extracted volume (mm ³ year ⁻¹)	No.	Extracted volume (mm ³ year ⁻¹)	No.	Extracted volume (mm ³ year ⁻¹)	No.	Extracted volume (mm ³ year ⁻¹)	
Wells	804	95.710	14	0.020	36	18.220	14	6.000	868	119.95	144
Wheels	207	3.500	22	0.020	23	1.530	0	0.000	322	5.05	54
Total	1081	99.210	36	0.040	59	19.750	14	6.000	1190	125.00	198

Table 3. Bathymetric features of Lake Santa Ana

Elevation (m a.s.l.)	Area (m ²)	Volume (m ³)
2046.30	21 353.97	2135.40
2046.40	366 262.15	38 761.61
2046.50	800 830.50	118 844.66
2046.60	1 591 696.13	278 014.28
2046.70	2 339 384.54	511 952.73
2046.80	3 104 685.04	822 421.23
2046.90	4 005 257.43	1 222 946.98
2047.00	5 104 523.52	1 733 399.33
2047.10	5 737 411.33	2 307 140.46
2047.19	7 780 525.09	3 085 192.97
2047.30	7 835 905.86	3 868 783.56
2047.40	7 887 184.35	4 657 501.99
2047.50	7 898 978.40	5 447 399.83
2047.60	7 989 741.33	6 246 373.96
2047.70	8 041 019.16	7 050 475.88
2047.80	8 092 298.31	7 859 705.71
2047.90	8 143 576.79	8 674 063.39
2047.94	8 165 113.76	9 490 574.77

Figure 3. The shape and bathymetric features of the lake are illustrated in Figure 4, with its general morphological features during the rainy and dry seasons presented in Table 4.

Precipitation and evaporation

The interpolated rainfall, temperature and evaporation data for the Calera, Fresnillo and Zacatecas meteorological stations are presented in Table 5 (also see Fig. 4). The interpolated annual rainfall precipitation, evaporation and rainfall depths were estimated with the Thiessen polygons technique, based on the period from 1963 to 2006, where regular time-series data are available (Conagua 2007b). A mean annual precipitation and evaporation height of

Table 4. Morphometric features of Lake Santa Ana (average values for rainy and dry season from January to December 2006)

Parameter	Units	Rainy season	Dry season
Altitude	m a.s.l.	2047.94	2046.90
Basin area + lake area	km ²	1778.10	1773.94
Lake area + islands	km ²	8.17	4.01
Average width	km	2.175	1.013
Maximum depth	m	1.64	0.82
Average depth	m	0.82	0.41
Shoreline length	km	16.86	11.01
Lake volume	Mm ³	8.17	1.22

Table 5. Interpolated rainfall, temperature, and evaporation data for Calera, Fresnillo, and Zacatecas meteorological stations for 1963–2006

Month	Precipitation (mm)	Evaporation (mm)	Temperature (°C)
Jan	16.11	133.68	10.31
Feb	8.10	160.49	11.64
Mar	4.50	240.92	13.80
Apr	6.57	268.08	16.73
May	17.69	269.47	19.32
Jun	67.88	235.97	20.25
Jul	89.87	199.03	18.96
Aug	90.10	181.17	18.61
Sep	73.13	153.04	17.25
Oct	31.71	150.20	15.38
Nov	9.69	133.71	12.64
Dec	11.66	121.08	11.30
Yearly	427.00	2246.84	15.52

427 mm and 2247 mm, respectively, and a mean temperature of 15.5°C in the Calera watershed area were obtained (Table 5). The monthly patterns of precipitation, evaporation and temperature in the basin area for the

period from 1963 to 2006 are presented in Figure 5, which also illustrates a cyclical behaviour of precipitation and evaporation that could be associated with the El Niño phenomenon. The monthly rainfall and evaporation patterns for the period from 1963 to 2006 are shown in Figures 6 and 7, respectively. The main precipitation period occurs annually from June to October, and the dry

season from November to May, with July and August generally exhibiting the greatest intensity. However, the highest evaporation rates occur in the warmest part of the dry season, from March to June, being highest in May. During the rainy season, the evaporation rates gradually diminish, with the lowest average value in December. These values highlight the low quantity of precipitation

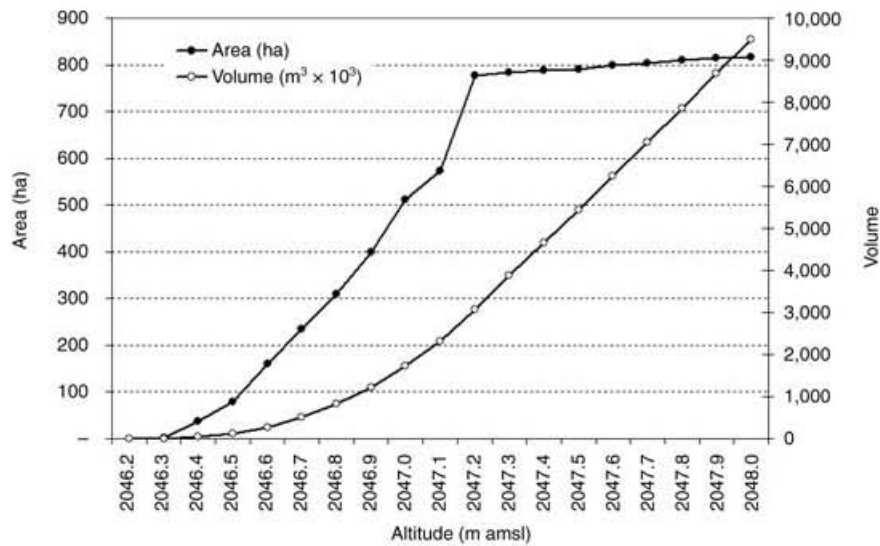


Fig. 3. Altitude-area and altitude-volume curves for Lake Santa Ana basin.

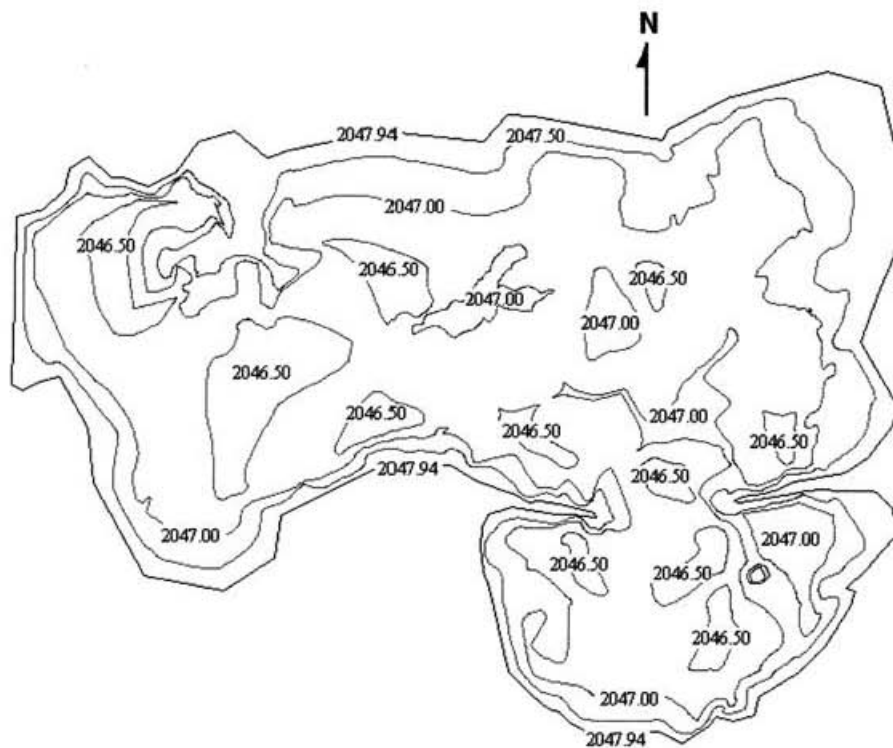


Fig. 4. Bathymetric map of Lake Santa Ana.

in the lake basin, and the strong influence of evaporation in the intermittency of the lake. The lake's estimated evaporation coefficient for March 2006, utilizing an evaporation pan, was $C = 0.77$, which is in accordance with a typical evaporation coefficient of 0.7 reported for Lake Chapala, the largest natural lake in Mexico, and located immediately south of the study area (Van Afferden & Hansen 2003).

Estimation of basin limits

The results of the WMS delineation model for the Lake Santa Ana basin are shown in Figure 8. The figure illustrates the existence of two sub-basins contributing to the total run-off to the lake, including the original natural basin (existing prior to construction of the flood protection channel), and the modified basin (after the flood protection channel was in place). The natural basin covers an area

of 157 km², and the modified basin covers an area of 1621 km², an increase of an order of magnitude. The combined areas currently contributing to the lake is 1778 km².

Water balance simulation

A monthly period for the entire 2006 was used to calculate the run-off. The estimated run-off HEC-HMS model was calibrated by comparing the observed depth variations, and estimating the observed lake area and volume with the depth–area and depth–volume curves (previously shown in Fig. 3). The rainfall and evaporation correction factors (PF and EF, respectively) of the run-off model were adjusted with a trial-and-error procedure for each simulated month in the year 2006. The parameters of the HEC-HMS model (land use, soil type, maximum infiltration rate, impervious rate, etc.) were modified for each monthly

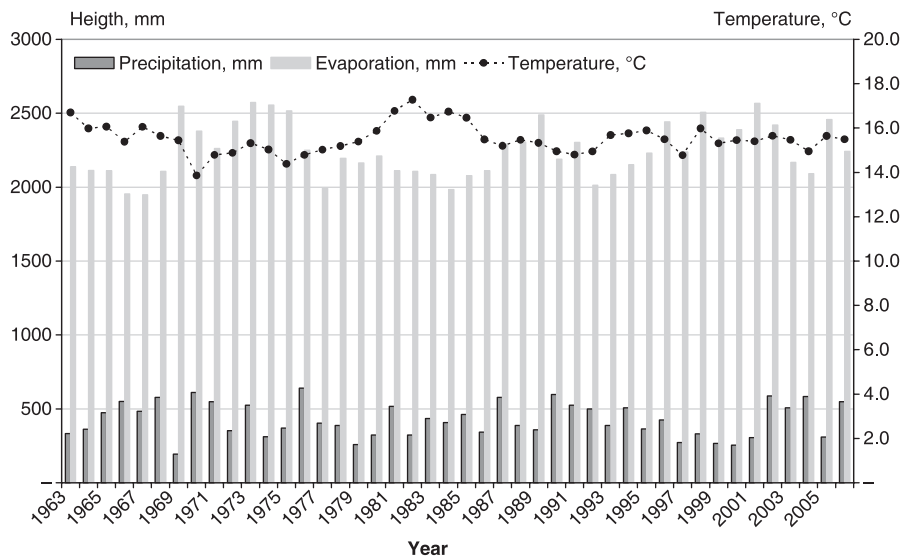


Fig. 5. Monthly average rainfall and evaporation behaviour in Lake Santa Ana basin during the period of 1963–2005.

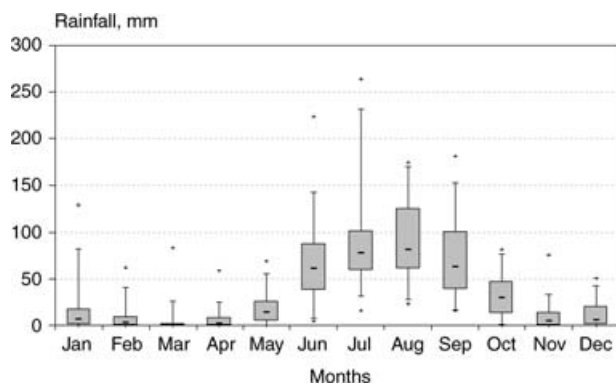


Fig. 6. Precipitation pattern for Calera watershed during 1963–2006 (box and whisker diagrams).

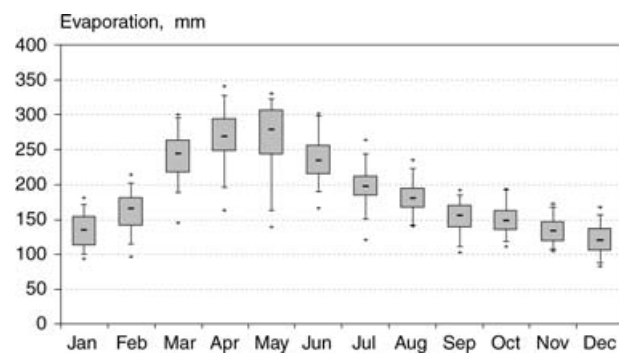


Fig. 7. Evaporation pattern for Calera watershed during 1963–2006 (box and whisker diagrams).

Table 6. Model run-off simulation results for January to December 2006

2006 month	Elevation (observed) m a.s.l.	Lake area (observed) ha	Lake volume (observed) m ³ × 1000	Lake area (calculated) ha	Lake volume (calculated) m ³ × 1000	Area difference %	Volume difference %
Jan	2046.75	262.55	667.19	272.20	695.72	-3.68%	-4.28%
Feb	2046.68	221.98	512.16	196.34	460.40	11.55%	10.11%
Mar	2046.58	155.35	315.18	119.63	294.84	23.00%	6.46%
Apr	2046.32	14.03	105.95	19.38	123.40	-38.10%	-16.46%
May	2046.52	95.90	150.68	119.63	180.69	-24.74%	-19.92%
Jun	2046.69	226.46	560.56	196.55	459.89	13.21%	17.96%
Jul	2046.89	391.01	1152.89	355.50	1166.48	9.08%	-1.18%
Aug	2047.04	535.77	1962.82	542.10	1967.27	-1.18%	-0.23%
Sep	2047.45	789.31	5005.25	789.31	5031.92	0.00%	-0.53%
Oct	2047.41	780.84	4870.74	789.31	4712.19	-1.08%	3.26%
Nov	2047.34	778.64	4134.27	786.15	4205.29	-0.96%	-1.72%
Dec	2047.32	775.62	4056.53	776.15	4026.35	-0.07%	0.74%

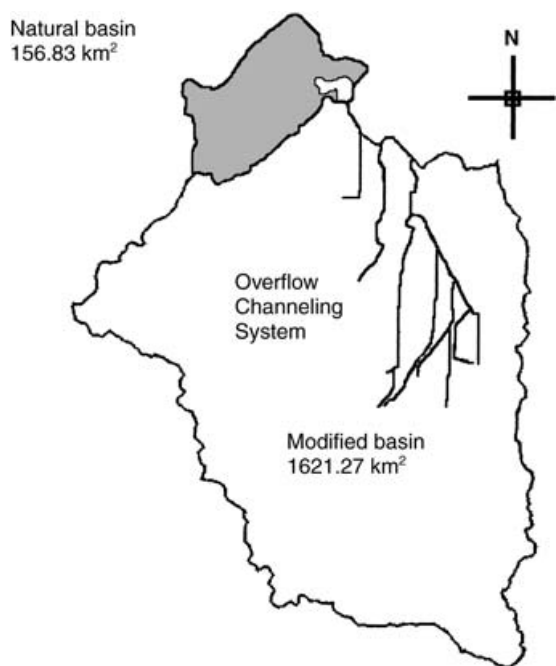


Fig. 8. Natural and modified basins contributing to run-off to Lake Santa Ana.

simulation, until the resulting run-off agreed with the measured data for the lake water balance for the same month. The results of the run-off simulation, and its impacts in the water balance, are shown in Table 6 and Figure 9(a,b). These figures highlight a relatively good agreement between the observed and the calculated values for the lake area and volume during the period from January to December 2006.

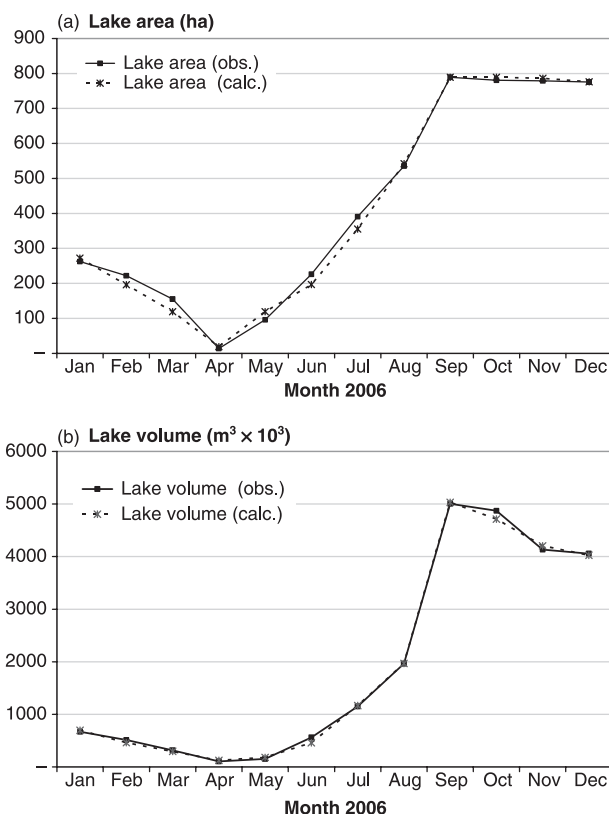


Fig. 9. (a) Correlation between observed and calculated lake area. (b) Correlation between observed and calculated lake volume.

DISCUSSION

Table 6 illustrates a significant difference in the Lake Santa Ana basin area and, as a consequence, increased run-off volume that contributes to its increases average

water storage volume. The construction of the drainage channels, as a means of addressing flooding in the agriculture areas, increased the lake basin area from 167.3 ha to 780.6 ha. This represents an increase, in terms of run-off, from 571×10^3 to $5724 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$. The study area is located in a dry climate environment, with a rainfall $< 74 \text{ mm}$ in depth from November to May, causing the well-known natural intermittency of the lake prior to 1973. The new water contributions resulting from the channeling system, as well as municipal wastewater discharges into the lake beginning in 1979, and the recent discharges from a brewery into the lake since 2005, have virtually eliminated the intermittency of the waterbody.

The proposed water balance model was able to simulate the recent water regime of the lake. Major deviations in the model predictions, however, are present from March to July, which change some of the estimated values from positive to negative numbers. These deviations could be attributable to a unique evaporation coefficient for the lake, which was estimated in March 2006 throughout the simulated period. As illustrated in Figure 7, the lake basin has the highest evaporation rates over the annual cycle between March to July. Thus, the model requires a specific evaporation coefficient estimated by month to refine the predicted values.

Another source of deviation could be caused by groundwater contributions to the lake. This component of the water balance is very complex, as information about the soil structure at the bottom of the lake, and its hydraulic conductivity features are not well known.

CONCLUSION

The limits of the Lake Santa Ana basin have been modified from 156.83 km², up to 1778.10 km², mainly because of the construction of a canal system from agriculture areas in the basin, as well as wastewater discharges from the local municipality and industry. These changes modified the water balance of the lake, increasing the run-off contributions by a factor of 10, and reducing the intermittency of the lake caused by natural hydrological conditions. The WMS and HEC-HMS models permitted simulation of the natural and modified condition of the lake, quantifying the main processes of its hydrological cycle. The model was calibrated with measured monthly hydrological and hydrometric data for 2006. Nevertheless, although Figure 9(a,b) illustrates a relatively high correlation in the lake area and volume between observed and calculated values with the applied model, there are still differences between both values. The difference between the measured and estimated lake volume, for example,

is $> 10\%$ during the period of high evaporation, reaching a maximum difference of 20% in May. In contrast, the maximum difference between the measured and the estimated lake volume during July to January is $< 5\%$. As previously noted, it will be necessary to include a temporary relationship in the model that considers the monthly variation of the lake's evaporation coefficient. Further research also must consider the groundwater contributions to, and from, the lake.

The model used in this study ultimately was able to simulate the influence of anthropogenic activities on the Lake Santa Ana basin, which has increased the water run-off contributions to the lake by a factor of 10, while also significantly reducing the intermittency cycle of the waterbody. The new hydrological condition in the lake increases potential water uses, including providing permanent habitats for terrestrial and aquatic endemic species; increasing waterfowl populations; developing areas for bird watchers, canoeing and camping; and forestation of nearby areas to produce an environment conducive to recreation and amusement for the inhabitants of Fresnillo City (currently close to 110 892 inhabitants), and without a natural recreation place located in close proximity (INEGI 2006).

As Lake Santa Ana is a saline lake located in a semiarid zone, its biodiversity is relatively low. Nevertheless, it is still possible to improve and restore the wildlife habitat for several endemic and migratory species resistant to saline water quality conditions, mainly by controlling the salt sources and increasing the contribution of clean water to the lake (Herbst & Blinn 1998; Williams 1999; Kindscher *et al.* 2004). In developing and implementing a restoration plan for Lake Santa Ana, it will be necessary to carry out water quality studies in order to determine the lake's salt concentrations, and to identify and quantify the anthropogenic sources of the salt, as well as possible responses of the lake to management practices and climate changes (Valero-Garcés *et al.* 2000). Such actions would make it possible to add Lake Santa Ana to the list of priority sites for waterfowl conservation in Mexico (Pérez-Arteaga *et al.* 2005).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors graciously acknowledge the meteorological information supplied by Ing. Humberto Abelardo Díaz Valdéz, Hydrometeorology Department, National Water Commission (CONAGUA), at its Zacatecas headquarters.

REFERENCES

- Alcocer J. & Escobar E. (1996) Limnological regionalization of Mexico. *Lakes Reserv.: Res. Manage.* **2**, 55–69.

- de Anda J., Quiñones S. E., French R. & Guzmán M. (1998) Hydrologic balance of Lake Chapala, (Mexico). *J. Am. Water Resour. Assoc.* **34**, 1319–31.
- Awulachew S. B. (2006a) Modelling natural conditions and impacts of consumptive water use and sedimentation of Lake Abaya and Lake Chamo, Ethiopia. *Lakes Reserv.: Res. Manage.* **11**, 73–82.
- Awulachew S. B. (2006b) Investigation of physical and bathymetric characteristics of Lakes Abaya and Chamo, Ethiopia, and their management implications. *Lakes Reservoirs Res. Manage.* **11**, 133–40.
- Bates R. L. & Jackson J. A. (1984) *Dictionary of Geological Terms*, 3rd edn. Anchor Press/Doubleday, New York.
- Bergström S. & Graham L. P. (1998) On the scale problem in hydrological modeling. *J. Hydrol.* **211**, 235–65.
- Betsco Consultoria (2004) *Actualización Piezométrica del Acuífero Calera, Zacatecas*. Subgerencia de Ingeniería, Gerencia Estatal Zacatecas, Comisión Nacional del Agua, Mexico.
- Bhaduri B., Grove M., Lowry C. & Harbor J. (1997) Assessment of long-term, hydrologic effects of land use change. The curve number technique for calculating run-off is modified to estimate lost groundwater recharge. *J. Am. Water Works Assoc.* **89**, 94–106.
- Briere P. R. (2000) Playa, playa lake, sabkha: Proposed definitions for old terms. *J. Arid Environ.* **45**, 1–7.
- Briggs S. V., Seddon J. A. & Thornton S. A. (2000) Wildlife in dry lake and associated habitats in western New South Wales. *Rangeland J.* **22**, 256–71.
- Chin S. Ch (2006) Development of post dry period hydrographs. Report, Bachelor of Civil Engineering, Faculty of Civil Engineering, University Teknologi Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2002) Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero calera, Estado de Zacatecas. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas, Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrológica, D.F., México.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2007a) *Mapa de las Cuencas Hidrográficas de México*. Sistema de Información Geográfica del Agua. Comisión Nacional del Agua, México. Available from URL: <http://siga.cna.gob.mx/>. Accessed 23 July 2007.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2007b) Información meteorológica proporcionada por la Comisión Nacional del Agua. Gerencia Zacatecas, March 2007. Zacatecas, México.
- Cooper J. J. & Koch D. L. (1984) Limnology of a desertic terminal lake, Walker Lake, Nevada, USA. *Hydrobiologia* **118**, 275–92.
- Daniil E. I., Michas S. N. & Lazaridis L. S. (2005) Hydrologic modeling for the determination of design discharges in ungauged basins. *GLOBAL NEST: Int. J.* **7**, 296–305.
- Dunne T. & Leopold L. B. (1978) *Water in Environmental Planning*. W.H. Freeman, San Francisco, California.
- Elkaduwa W. K. B. & Sakthivadivel R. (1998) Use of historical data as a decision support tool in watershed management: A case of study of the Upper Nilwala Basin in Sri Lanka. Report 26, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- EMRL-BYU (2006) *Watershed Modeling System Software V.7.1*. Brigham Young University, Provo, Utah. Available from URL: <http://www.emrl.byu.edu/wms.htm>. Accessed 23 July 2007.
- Environmental Protection Agency (EPA) (1995) *Watershed Protection: A Project Focus*. Assessment and Watershed Division, Office of Wetlands, Oceans and Watersheds, US EPA, Washington, D.C. Available from URL: <http://www.epa.gov/owow/watershed/focus/>. Accessed 23 July 2007.
- Ersten A. C. D. (1999) Ecohydrological impact-assessment modeling: An example for terrestrial ecosystems in Nord-Holland, The Netherlands. *Environ. Model. Assess.* **4**, 13–22.
- Gaberščik A., Urbanc-Berčić O., Kržič N., Kosi G. & Branceli A. (2003) The intermittent Lake Cerknica: various faces of the same ecosystem. *Lakes Reservoirs. Res. Manage.* **8**, 159–68.
- Gleick P. H. (1987) The development and testing of water balance model for climate impact assessment modelling the Sacramento basin. *Water Resour. Res.* **23**, 1049–61.
- Harbor J. (1994) A practical method for estimating the impact of land-use change on surface run-off groundwater recharge and wetland hydrology. *J. Am. Plann. Assoc.* **60**, 95–108.
- HEC-HMS (2006) Hydrologic Modeling System HEC-HMS V3.0.0. US Army Corps of Engineers®. Available from URL: <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/download.html>. Accessed 23 July 2007.
- Henderson-Sellers A., Dickinson R. E., Durbidge T. B., Kennedy P. J., McGuffie K. & Pitman A. J. (1993) Tropical deforestation: Modeling local- to regional-scale climate change. *J. Geophysic Res.* **98**, 7289–351.
- Herbst D. B. & Blinn D. W. (1998) Experimental mesocosm studies of salinity effects on the benthic algal community of a saline lake. *J. Phycol.* **34**, 772–8.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía E Informática (INEGI) (1975a) Carta Uso del Suelo F13B47. Escala 1: 50 000. Dirección de Estudios Económicos Comisión de Estudios del Territorio Nacional. INEGI, Aguascalientes, México.

- Instituto Nacional de Estadística Geografía E Informática (INEGI) (1975b) Carta Edafológica F13B47. Escala 1: 50 000. Dirección de Estudios Económicos Comisión de Estudios del Territorio Nacional. INEGI, Aguascalientes, México.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía E Informática (INEGI) (1975c) Carta Hidrología Superficial F13B47. Escala 1: 50 000. Dirección de Estudios Económicos Comisión de Estudios del Territorio Nacional. INEGI, Aguascalientes, México.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía E Informática (INEGI) (2003) *Sistema de Descargas Del Continuo de Elevaciones Digitales (CEM), Modelos Digitales de Elevación (MDE) Escala 1 : 50 000: F13B36, F13B46, F13B56, F13B37, F13B47, F13B57, F13B38, F13B48, F13B58, F13B67, and F13B68*. INEGI, Aguascalientes, México. Available from URL: <http://mapserver.inegi.gob.mx/DescargaMDEWeb/>. Accessed 23 July 2007.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía E Informática (INEGI) (2006) *Mapa de Climas*. Estado de Zacatecas. INEGI, Aguascalientes, México. Available from URL: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/zac/clim.cfm?c=444&e=18>. Accessed 23 July 2007.
- Jain A., Ray S. C. & Sharma E. (2000) Hydroecological analysis of a sacred lake watershed system in relation to land-use cover range from Sikkim Himalaya. *Catena* **4**, 263–78.
- Kindscher K., Aschenbach T. & Ashworth S. M. (2004) Wetland vegetation response to the restoration sheet flow at Cheyenne Bottoms, Kansas. *Restor Ecol.* **3**, 368–75.
- Kite G. W. (1993) Application of a land class hydrological model to climate change. *Water Resour. Res.* **29**, 2377–84.
- Last W. M. & Schweyen T. H. (1983) Sedimentology and geochemistry of saline lakes of the Great Plains. *Hydrobiologia* **105**, 245–63.
- Lehner B. & Döll P. (2004) Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *J. Hydrol.* **296**, 1–22.
- Lichvar R., Gustina G. & Bolus R. (2004) Ponding duration, ponding frequency, and field indicators: A case study on three California, USA, playas. *Wetlands* **24**, 406–13.
- Linsey R. K., Franzini J. B., Freyberg D. L. & Tchobanoglous G. (1992) *Water Resource Engineering*, 4th edn. McGraw-Hill Inc., New York.
- McGuffie K., Henderson-Sellers A. & Zhang H. (1998) Modelling climate impacts of future rainforest destruction. In: *Human Activities and the Tropical Rainforest* (ed. B. K. Maloney) pp. 169–93. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, the Netherlands.
- Mendoza M. E., Bocco G. & Bravo M. (2002) Spatial prediction in hydrology: Status and implications in the estimation of hydrological processes for applied research. *Prog. Phys. Geogr.* **26**, 319–38.
- Mustafa Y. M., Amin M. S. M. & Lee T. S. (2005) Evaluation of land development impact on a tropical watershed hydrology using remote sensing and GIS. *J. Spatial Hydrol.* **5**, 16–30. Available from URL: www.spatialhydrology.com/journal/paper/watershed/watershed.pdf. Accessed 23 July 2007.
- Nikolaidis N. P., Hu H. L., Ecsedy C. & Lin J. D. (1993) Hydrologic response of fresh water to climatic variability. *Model Dev. Water Resour. Res.* **29**, 3317–28.
- Ortiz-Jiménez M. A., de Anda J. & Shear H. (2005) Hydrologic balance of Lake Zapotlan (Mexico). *J. Environ. Hydrol.* **13** (Paper 5), 1–12.
- Pérez-Arteaga A., Jackson S. F., Carrera E. & Gaston K. J. (2005) Priority sites for wildfowl conservation in Mexico. *Anim. Conserv.* **8**, 41–50.
- Pinedo-Robles R. & López-Gámez C. (2002) Fresnillo. Enciclopedia de los Municipios de México. Estado de Zacatecas, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Zacatecas, Centro de Investigaciones Históricas de Fresnillo, A. C. (CIHFAC). Available from URL: <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/zacatecas/municipios/32010a.htm>. Accessed 23 July 2007.
- Pizarro T. R., Ramirez B. & Flores J. (2003) Análisis comparativo de cinco métodos para la estimación de precipitaciones areales anuales en períodos extremos. Nota Técnica. *Bosque* **24**, 31–8.
- Querlat I., Juliá R., Plana F. & Bischoff J. L. (1997) A hydrous Ca-bearing magnesium carbonate from playa lake sediments, Salines Lake Spain. *Am. Mineralog.* **82**, 812–9.
- Quillin J. P., Zartman R. E. & Fish E. B. (2005) Spatial distribution of playas basins in Texas high plains. *Texas J. Agric. Nat. Resources* **18**, 1–14.
- Rind D., Rosenzweig C. & Goldberg R. (1992) Modelling the hydrological cycle in assessment of climate change. *Nature* **359**, 119–21.
- Seddon J. A. & Briggs S. V. (1998) Lakes and lakebed cropping in the western division of New South Wales. *Rangeland J.* **20**, 237–54.
- Shahagian D. (2000) Global physical effects of anthropogenic hydrological alterations: Sea level and water redistribution. *Global Planet. Change* **25**, 39–48.
- Sharma K. V. P., Vorósmarty C. J. & Moore III B. (2000) Sensitivity of the Himalayan hydrology to land use and climatic changes. *J. Clim. Change*, **47**, 117–39.
- UNESCO (2003) *Water for People. Water for Life*. The United Nations, World Water Development Report.

- United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO, Paris), and Bergham Books. (Washington, D.C.).
- UNESCO (2006) *Water: A Shared Responsibility*. The United Nations World Water Development Report 2. UN-WATER/WWAP/2006/3. United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO), Paris.
- US Geological Survey (USGS) (2006) *The water cycle*. Available from URL: <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercyclehi.html>. Accessed 23 July 2007.
- Valero-Garcés B. L., Navas A., Machin J., Stevenson T. & Davis B. (2000) Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. The History of Salada Chiprana, Central Ebro Basin, Spain. *AMBIO* **29**, 344–50.
- Van Afferden M. & Hansen A. M. (2003) Forecast of lake volume and salt concentration in Lake Chapala, Mexico. *Aquat Sci. Res. Across Boundaries* **66**, 257–65.
- Vorosmarty C. J. & Moore B. III (1991) Modeling basin-scale hydrology and support of physical climate and global biogeochemical studies: An example using the Zambezi River. *Surveys Geophys.* **12**, 271–311.
- Williams W. D. (1999) Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes Reservoirs: Res. Manage.* **4**, 85–91.
- WinSTAT® (2002) *Users Manual and Software*. The WinSTAT® for Excel is a registered trademark of R. Fitch, p. 118.
- Winter L. & Springer E. P. (2003) Virtual watershed: Simulating the water balance of the Rio Grande Basin. *Los Alamos Sci.* **28**, 232–7.
- Xu C. Y. (2000) Climate change and hydrologic models: A review of existing gaps and recent research developments. *Water Resources Manage.* **13**, 269–382.

Initial appraisal of water quality of Lake Santa Ana, Mexico

Roberto Gaytán,¹ José de Anda^{2*} and Fernando González-Farías³

¹ Planeación de Recursos Hidráulicos, Universidad Autónoma de Zacatecas, Ramón López Velarde 801, Colonia Centro, C. P. 98000, Zacatecas, Zacatecas, México, ²Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A. C., Normalistas 800, C. P. 44270, Guadalajara, Jalisco, México, and ³Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, C. P. 04510, México DF, México

Abstract

Lake Santa Ana is located in the Mexican central plateau, a semiarid region characterized by low rainfall and high evaporation rates. Because of the area's climatic conditions, most of its few existing lakes and reservoirs are ephemeral, with significantly reduced surface areas during the dry season. Mexican authorities currently pay little or no attention to these special aquatic ecosystems. As a consequence, several of these waterbodies are severely degraded in regard to both water quantity and quality. As a result, this report describes Lake Santa Ana as a case study. Several water quality parameters, including physicochemical, microbiological and heavy metal concentrations, were measured at eight sampling sites in the lake, and four sites in the lake basin, in 2005. Some dissolved ions were also analysed in 2007 in the lake, and in a well located close to the lake, in order to evaluate possible interactions between groundwater and surface waters. These study results indicate that the lake does not have significant interactions with groundwater in the local aquifer. Most of the measured water quality parameters do not meet the international suggested standards for inland surface waters to sustain aquatic life, and preserve the habitat for both endemic and migratory waterfowl. Loss of aquatic habitats puts at risk the value of the central portion of Mexico as a migratory route for North American waterfowl species.

Key words

Lake Santa Ana, Mexico, *playa lake*, saline lake, water quality, Zacatecas.

INTRODUCTION

Lake Santa Ana is located in a semiarid region in the northern part of the central Mexican plateau. It is situated in a closed drainage basin (Calera basin), and can be considered a '*playa lake*' or '*sabkha*' because of its shallowness, the groundwater table close to the land surface and the intermittency of the water surface (Bates & Jackson 1984; Briere 2000; Barth 2001; Barth & Böer 2002). Lake Santa Ana, and other smaller lakes located in the area (Lakes Sedano, Los Ahorcados and Santa Clara) are also important as a winter habitat for migratory and permanent waterfowl species, including ringed teals, white geese, Canadian geese, grey crane and American white pelicans (Pérez-Arteaga *et al.* 2005; Anderson & Anderson 2005).

As there is previous research describing the water quality features of Lake Santa Ana, the possible influence

of groundwater on its water quality, or the importance of the lake for migratory waterfowl, the goals of study are to undertake a preliminary overview of lake water quality, in order to identify the main point and non-point sources of potential water contamination, and to compare the measured water quality parameters to suggested international references for aquatic ecosystems.

Study area

Lake Santa Ana is located in the state of Zacatecas, Mexico, at 23°14'19.04" N and 102°45'08.66" W, in the closed Calera Basin (INEGI 2000; CONAGUA 2006). The climate is semiarid, with a mean annual temperature of 16°C, and an average rainfall of 36.9 mm during the dry season (October to May) and 321 mm during the rainy season (June to September) (INEGI 2008). Lakes Santa Ana and Sedano are the most important water bodies in the area (Figs 1 and 2).

The water sources for the lake are: (i) precipitation; (ii) drainage from the Calera basin (a closed basin with an area of 2056.57 km² (Fig. 1); and (iii) the direct discharge of a

*Corresponding author. Email: janda@ciatej.net.mx

Accepted for publication 15 October 2008.

channel that collects waste water from a brewery, the outflow from two towns, and agricultural irrigation waste waters (Gaytán *et al.* 2008). Intermittent waste water also flows from the cities of Fresnillo and Plateros, discharging into the lake (Fig. 2).



Fig. 1. Location of Lake Santa Ana and Calera Basin.

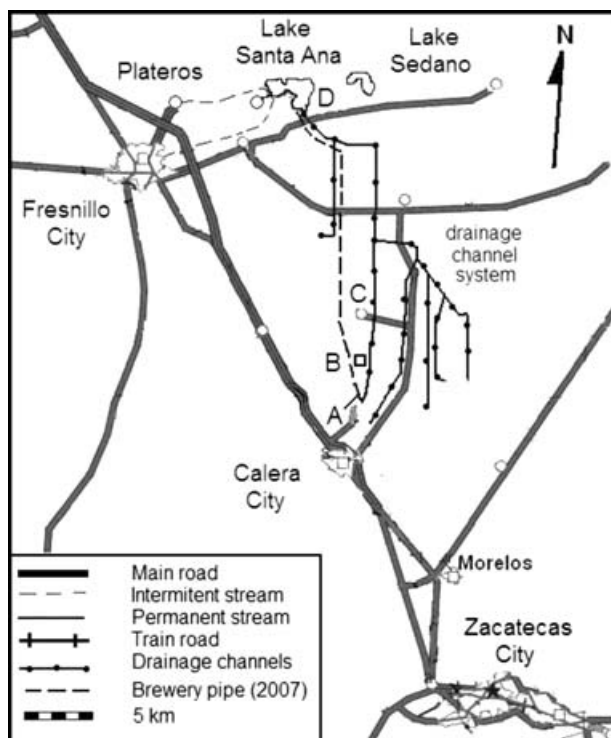


Fig. 2. Calera Basin, illustrating main water discharges into Lake Santa Ana (A, B, C and D indicate sampling sites).

The lake's water surface fluctuates between 450 and 816 ha, with mean depths ranging between 0.35 and 0.82 m, during the rainy and dry seasons, respectively. The topography, bathymetry, relative low mean precipitation (427 mm per year), high mean evaporation (2247 mm per year) and intensive use of the watershed water resources for agriculture are the main factors contributing to the intermittent nature of this waterbody (Gaytán *et al.* 2008).

Groundwater quantity and quality

Groundwater is the main water supply for the population in the state of Zacatecas. The Calera Aquifer, which is related to Lake Santa Ana, is an important water source for inhabitants of the basin area. Accordingly, several studies of groundwater quality and quantity have been carried out since the end of the 1960s (CONAGUA 2002). The Calera Aquifer has an extension of 2087.6 km² (Conagua 2002), with a thickness varying between 38 m in the northern area, to 570 m in the central part of the aquifer (Navarro *et al.* 2005). The aquifer water availability study takes into account the water balance between groundwater recharge (83.88 Mm³. year⁻¹), natural discharges (e.g. springs, river flows and groundwater outflows, totaling 1.26 Mm³. year⁻¹), and water extractions for agriculture, industry and public uses (143.32 Mm³. year⁻¹), leading to an imbalance of 60.70 Mm³. year⁻¹. As a result, the *Comisión Nacional del Agua* (National Water Commission) is not extending any new permits to exploit the groundwater resources of the aquifer (Conagua 2002). Nevertheless, there is recent evidence of intensive groundwater use, as there is an annual groundwater table depletion between 0.40 and 1.15 m (Navarro *et al.* 2005).

Measurements of temperature, pH, oxygen reduction potential, dissolved oxygen concentration, major elements (e.g. calcium, magnesium, potassium) and mobility of trace elements were conducted to determine the main ionic features of the Calera Aquifer groundwater resources (Conagua 2002; Navarro *et al.* 2005; Villalpando *et al.* 2005). Based on these studies, the Calera Aquifer contains three bicarbonate water families (calcium, sodium, mixed), being manifested by high calcium, magnesium and potassium concentrations. This composition is a consequence of the interactions of groundwater with a bed of fractured volcanic rocks, which is the main geological structure of the aquifer.

METHODS

Water samples were collected in November 2005 at four sites in the drainage basin area (Fig. 2) and eight sites in the lake (Fig. 3). The lake samples were collected between 0900 and 1100 hours, while the drainage basin samples

were collected 1 day later between 0730 and 0930 hours. The samples were preserved and transported to the laboratory, following the standard method suggested by the Mexican regulation NMX-AA-003-1980 (Municipal, Industrial and Waste Waters – Sampling). Physicochemical and microbiological parameters, as well as heavy metals (mercury (Hg), lead (Pb), chromium (Cr) and arsenic (As)), were measured. The samples were analysed in a local laboratory, applying different Mexican standards for water examination (see Table 1). The applied official Mexican standards are consistent with international standards for water examination (APHA 1998). The heavy metals were analysed with a Perkin-Elmer 2380 atomic absorption spectrophotometer. One water sample from a well located 300 m from the lake area, and another sample from the lake shoreline located close to the well (Fig. 3) were analysed in October 2007, in order to compare the ion composition in both samples.

RESULTS

Lake water quality

In 2005, the lake water level was 2047.19 m asl, according to the bathymetric information (Gaytán *et al.* 2008). This value corresponds to a maximum lake depth of 1.0 m, a surface area of ≈ 800 ha, and a total water storage volume of 3.2 million m^3 .

The water quality parameters, measured in November 2005, are presented in Table 2. The average and standard deviation values for every measured lake parameter also

are provided. The average lake temperature was $17.63 \pm 2.13^\circ\text{C}$, the pH value was 9.59 ± 0.29 , and the dissolved oxygen concentration was $5.09 \pm 2.12 \text{ mg. L}^{-1}$. The total hardness for Lake Santa Ana was in the range of $129.55 \pm 97.21 \text{ mg. L}^{-1}$, and the pH > 9 . The turbidity was in the range of $236.63 \pm 84.24 \text{ NTU}$. The measured total dissolved solids concentration was relatively low, being $21.97 \pm 14.26 \text{ mg. L}^{-1}$. The electrical conductivity is directly related to the total dissolved inorganic chemicals in the water, reaching an average value of $43.82 \pm 28.46 \text{ mS. cm}^{-1}$ in Lake Santa Ana.

A relatively high average chemical oxygen demand (COD) value also was noted, being $1701.25 \pm 2088.71 \text{ mg. L}^{-1}$, while the biological oxygen demand (BOD_5) was in the range of $103.50 \pm 72.08 \text{ mg. L}^{-1}$. The pathogen concentrations (i.e. total and faecal coliforms) can be considered negligible in all sampling sites, with the exception of sampling site 1 (Fig. 3), for which 15 (total) and 4 (faecal) MPN (most probable number) coliforms were detected. The presence of pathogens in Lake Santa Ana, particularly *Escherichia coli*, could be considered negligible, except for sampling site 1.

Chloride ions (Cl^-) in the lake waters are commonly considered an indicator of human activity. The chloride concentrations (Cl^-) in Lake Santa Ana exhibited strong variations, being in the range of $56.9 \pm 121.47 \text{ mg. L}^{-1}$.

The total nitrogen concentration averaged $19.25 \pm 10.65 \text{ mg. L}^{-1}$. In regard to nitrogen, the total Kjeldahl nitrogen (TKN) concentration, including ammonia (NH_3) and ammonium (NH_4^+), reached an average of $13.75 \pm 7.01 \text{ mg. L}^{-1}$.

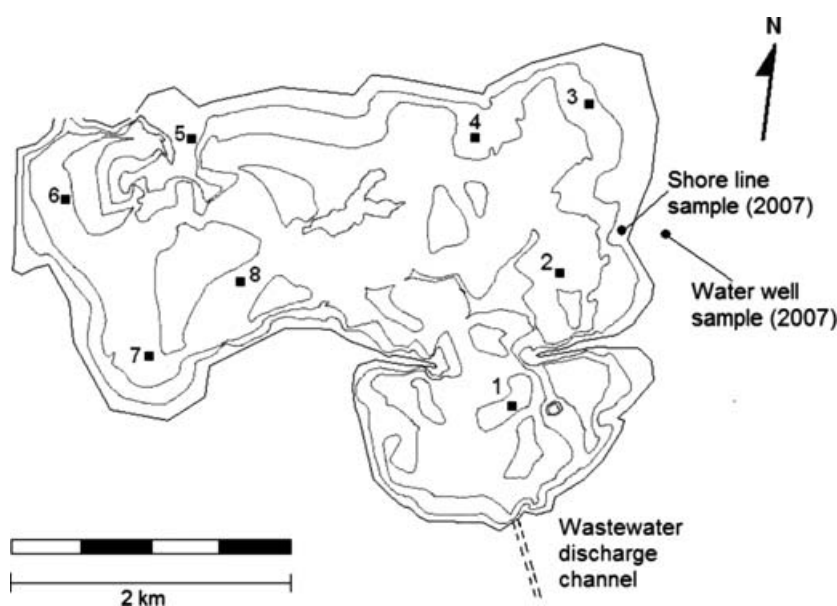


Fig. 3. Location of water quality sampling sites in Lake Santa Ana, 2005.

Table 1. Applied analytical methods for analysing Lake Santa Ana water samples

Parameter	Units	Mexican standard	Description	Method
Physicochemical parameters				
Temperature	°C	NMX-AA-007-SCFI-2000	Water analysis – Determination of temperature, waste waters and waste waters treated – Test method	Glass tube with a bulb containing mercury
pH		NMX-AA-008-SCFI-2000	Water analysis – Determination of pH – Test method	KCl electrode
Dissolved O ₂	mg. L ⁻¹	NMX-AA-012-SCFI-2001	Water analysis – Determination of dissolved oxygen in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Membrane electrode
Conductivity	mS. cm ⁻¹	NMX-AA-093-SCFI-2000	Water analysis – Determination of electrolytic conductivity – Test method	Platinum electrodes
Turbidity	NTU	NMX-AA-038-SCFI-2001	Water analysis – Determination of turbidity in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Turbidimetry by nephelometry
Total dissolved solids	mg. L ⁻¹	NMX-AA-034-SCFI-2001	Water analysis – Determination of salts and solids dissolved in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Evaporation and burning of filtered or non filtered sample
Hardness CaCO ₃	mg. L ⁻¹	NMX-AA-072-SCFI-2001	Water analysis – Determination of total hardness in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	EDTA method
Total phosphorus	mg. L ⁻¹	NMX-AA-029-SCFI-2001	Water analysis – Determination of total phosphorus in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Total digestion and molybdenum blue method
Orthophosphate	mg. L ⁻¹	NMX-AA-029-SCFI-2002	Water analysis – Determination of total phosphorus in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Molybdenum blue method
Chloride	mg. L ⁻¹	NMX-AA-108-SCFI-2001	Water quality – Determination of free and total chlorine – Test method	n,n-diethyl-p-phenylene diamine colorimetric method
Total Kjeldahl nitrogen	mg. L ⁻¹	NMX-AA-026-SCFI-2001	Water analysis – Determination of total Kjeldahl nitrogen in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Kjeldahl method

Table 1. Continued.

Parameter	Units	Mexican standard	Description	Method
Nitrate	mg. L ⁻¹	NMX-AA-079	Water analysis – Determination of nitrate in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	Colorimetric method. Nitrate is reduced to nitrite using cadmium as the reducing Colorimetric method
Nitrite	mg. L ⁻¹	NMX-AA-099-1987	Environmental Protection – Water Quality – Determination of nitrogen from nitrites in water	Initial conversion of the inorganic nitrite to a red azo dye by diazotization with sulfanilic acid and coupling with N-(1-Naphthyl) ethylenediaminedihydrochloride
Chemical oxygen demand	mg. L ⁻¹	NMX-AA-030-SCFI-2001	Water analysis – Determination of chemical oxygen demand in natural, waste waters and waste waters treated – Test method	DPD colorimetric method
Biological oxygen demand (BOD ₅)	mg. L ⁻¹	NMX-AA-028-SCFI-2001	Water analysis – Determination of Biochemical oxygen demand in natural, waste waters (BOD ₅) and waste waters treated – Test method	Difference between measured initial dissolved oxygen and dissolved oxygen after five incubation days at 20°C
Heavy metals				
Mercury	p.p.m.			
Lead	p.p.m.			Atomic absorption spectrophotometry – Perkin Elmer 2380
Chromium	p.p.m.			
Arsenic	p.p.b.			
Pathogens				
Total coliforms	MPN. mL ⁻¹	NMX-AA-042-1987	Water quality – Determination of the most probable number (NMP) of total and faecal coliforms	Multiple-tube procedure
Faecal coliforms	MPN. mL ⁻¹			
<i>Escherichia coli</i>	+/-			

Table 2. Water quality parameters measured for sampling sites in Lake Santa Ana, 30 November 2005

Parameter	Units	Sampling site							
		1	2	3	4	5	6	7	8
North latitude	GEO	23°13'58"	23°14'21"	23°14'46"	23°14'49"	23°14'38"	23°14'32"	23°14'16"	23°14'15"
West longitude	GEO	102°43'55"	102°43'48"	102°43'44"	102°44'16"	102°45'06"	102°45'37"	102°45'27"	102°44'56"
Physicochemical parameters									
Temperature	°C	15	19	16	16	17	17	21	20
pH		8.88	9.61	9.72	9.75	9.76	9.66	9.67	9.67
Dissolved oxygen	mg. L ⁻¹	5.9	6.1	1.0	2.5	6.0	6.8	6.3	6.1
Conductivity	mS. cm ⁻¹	4.6	38.0	77.1	94.7	37.5	34.1	30.8	33.7
Turbidity	NTU	369	102	232	262	162	228	322	216
Total dissolved solids	mg. L ⁻¹	2.3	19.0	38.7	47.4	18.8	17.1	15.5	16.9
Hardness as CaCO ₃	mg. L ⁻¹	89	322	NM	NM	78	122	56	111
Total phosphorus	mg. L ⁻¹	130	310	1270	875	395	475	280	680
Orthophosphate	mg. L ⁻¹	102.5	257.5	630.0	805.0	320.0	255.0	263.0	570.0
Chloride	mg. L ⁻¹	332.00	NM	17.89	21.37	8.44	7.95	6.95	3.72
Total Kjeldahl nitrogen	mg. L ⁻¹	NM	6.25	20.00	18.75	16.25	18.75	15.00	15.00
Nitrate	mg. L ⁻¹	NM	1.9	11.3	12.0	5.4	4.8	3.8	4.7
Nitrite	mg. L ⁻¹	–	0.070	–	0.001	0.001	0.015	–	0.019
Chemical oxygen demand	mg. L ⁻¹	137	719	6700	2020	1005	1100	734	1195
Biochemical oxygen demand	mg. L ⁻¹	31	27	187	217	79	72	151	64
Heavy metals									
Mercury	p.p.m.	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Lead	p.p.m.	–	1.36	0.17	0.32	0.09	0.12	0.12	0.11
Chromium	p.p.m.	0.02	0.05	0.08	0.13	0.10	0.10	0.10	0.08
Arsenic	p.p.b.	49	43	159	434	214	298	162	434
Pathogens									
Total coliforms	MPN. mL ⁻¹	15	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Faecal coliforms	MPN. mL ⁻¹	4	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
<i>Escherichia coli</i>	+/-	(+)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)

MPN, most probable number; NM, not measured.

Nitrite (NO_2^-) was essentially absent at all the sampling sites, while the nitrate (NO_3^-) concentration exhibited a relatively high average value of $5.49 \pm 4.19 \text{ mg. L}^{-1}$. The total phosphorus (TP) concentration reached an average value of $551.88 \pm 373.68 \text{ mg. L}^{-1}$, of which the orthophosphates (o-PO_4^{3-}) exhibited an average value of $400.38 \pm 239.29 \text{ mg. L}^{-1}$, indicating that $\approx 72.5\%$ of the TP concentration is o-PO_4^{3-} .

The concentrations of heavy metals in the water samples also are presented in Table 1. The Hg concentration was $< 1 \text{ p.p.m.}$ for all samples. The average concentrations of Pb, Cr and As were $0.29 \pm 0.44 \text{ p.p.m.}$, $0.08 \pm 0.03 \text{ p.p.m.}$ and $224.13 \pm 153.64 \text{ p.p.b.}$, respectively.

Water quality in the well

The results of ion analyses from the water samples collected in the well located close to the lake and from the lake shore line (Fig. 3) are presented in Table 3. The water table in the well, where the sample was taken, was $\approx 1.3 \text{ m}$ below the terrain surface. The concentrations of the ions Ca^{+2} , HCO_3^- , SO_4^- , and even Cl^- were relative high in the well sample, but Na^+ and CO_3^- were practically absent. The presence of high amounts of Ca^{+2} is particularly notable and confirms the abundance of this element in the well, in accordance with the results reported in previous studies (Conagua 2002). The ion concentrations, including CO_3^- , in the lake in contrast were present in much higher concentrations.

Lake water quality

The lake water quality assessment considered four main surface sources, including: (i) direct effluent discharges from a brewery located close to Calera City; (ii) the outflow of the stabilizing pond that serves as a sewage treatment system for Calera City; (iii) the outflow of Francisco I. Madero town; and (iv) a drainage channel discharging both municipal sewage and agricultural irrigation waste water to the lake (Fig. 2). Water sampling was done at these four sites, considered to be the biggest contamination threats to the lake. The flow and water quality parameters for these selected sites are presented in

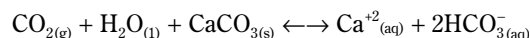
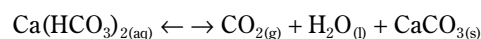
Table 4. As illustrated in Fig. 2, all measured waste-water point source discharges flow into a general collecting open channel that discharges into the lake at its end.

DISCUSSION

Lake water salinity

As previously noted, playa lakes flood the beach during the rainy season, and they gradually reappear during the evaporation period of the dry season. As a result of this intermittent process, the concentrations of dissolved solids and salts in the lake also increase, resulting in higher conductivity.

High concentrations of sulphate (SO_4^{2-}), carbonate (CO_3^{2-}), and bicarbonate (HCO_3^-), were observed in the lake. The abundance of HCO_3^- , compared to CO_3^{2-} , occurs because the relative concentrations of these carbon-containing species depend on the pH of the water. Bicarbonate predominates in the aqueous phase within the pH range of 6–10. Lower CO_3^{2-} concentrations, compared to HCO_3^- also can be explained by evaporation process occurring in the lake during the dry season, when the following chemical reactions can occur, transferring part of the CO_3^{2-} to the solid phase (Rau *et al.* 2001; Andersen 2002):



The reverse reactions can occur during the rainy season, resulting in the formation of aqueous $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

The hardness and alkalinity of a lake also are affected by the types of minerals in the soil and watershed bedrock. If a lake receives groundwater from aquifers that contain limestone minerals, such as calcite (CaCO_3) and dolomite (CaMgCO_3), the hardness and alkalinity will be high, thereby causing the pH values to increase to the alkaline range.

The presence of dramatically high sulphate (SO_4^{2-}) and orthophosphate (o-PO_4^{3-}) concentrations in the lake could have different sources, examples being: (i) the

Table 3. Main ion components observed in well water and along Lake Santa Ana shoreline, 2 October 2007

Parameters	West longitude	North latitude	Ca^{+2} (as CaCO_3)	Mg^{+2} (Mg as CaCO_3)	Na^+	Cl^-	SO_4^{2-}	CO_3^{2-}	HCO_3^-
Units	GEO	GEO	mg. L^{-1}	mg. L^{-1}	mg. L^{-1}	mg. L^{-1}	mg. L^{-1}	mg. L^{-1}	mg. L^{-1}
Lake water	102°43'42"	23°14'15"	28.5	32.0	1	2043	1100	446.4	822.0
Well water	102°43'27"	23°14'21"	213.6	10.7	1	260	310	0.0	245.5

Ca, calcium; Cl^- , chloride; CO_3^{2-} , carbonate; HCO_3^- , bicarbonate; Mg, magnesium; Na^+ , sodium; SO_4^{2-} , sulphate.

accumulation of sediments dragged through erosive processes in the basin; (ii) municipal and industrial sewage discharges; and (iii) run-off during the rainy season, containing agrochemicals from irrigated agricultural areas. Based on the above-noted results, Lake Santa Ana could be considered alkaline, moderately hard, well-mixed, with a high turbidity and large quantity of dissolved ions (Table 2).

The observed differences in the ion concentrations between the lake and the nearby well waters considerably reduce the possibility that the lake is a seepage lake (Stauffer & Wittchen 1992; Genereux & Bandopadhyay 2001).

Total dissolved solids (TDS), salinity, and electrical conductivity are reasonably comparable in several saline lakes, as they are measures of ionic activity (Williams 1966, 1986, 1994). The Lake Santa Ana electrical conductivity is strongly correlated with the TDS concentration (Fig. 4). As the electrical conductivity in the lake reached a mean value of 43.82 mS cm^{-1} , at a mean temperature of 17.63°C , its estimated salinity was 33.5 p.p.t. (Williams 1994), meaning Lake Santa Ana could be considered as being within the range of a mesosaline lake (20–50 p.p.t.), compared to other saline shallow lakes (Hummer 1986; Saijo *et al.* 1995; Hodgson *et al.* 2001; Álvarez *et al.* 2006; Saenger *et al.* 2006).

Large lakes usually exhibit turbidity levels $<100 \text{ NTU}$ (EPA 1999). The shallow features of Lake Santa Ana, which is located in a closed basin, along with wind forces, cause continuous resuspension of sediments and therefore the high measured turbidity.

Agricultural chemicals, human and animal wastes, and road salt are the major sources of the chloride occurring in

the lake water (Aota *et al.* 2003). The chloride concentrations (Cl^-) reached values up to 332 mg. L^{-1} in Lake Santa Ana at sampling site 1 at the entrance to the lake, with an average value of $11.05 \pm 6.93 \text{ mg. L}^{-1}$ in the remainder of the lake. The high chloride values measured at sampling site 1 can be attributed to the influence of the municipal and rural waste-water discharges into the channel (Fig. 3), noting that rainfall measurements in different locations around the world have chloride concentrations $<5 \text{ mg. L}^{-1}$ (Yamada 1997; Aota *et al.* 2003).

Lake water nutrient concentrations

The high nutrient concentrations measured in the lake water could be attributable to it being a closed basin. Thus, it is not possible to flush phosphorus, while nitrogen removal could only be removed when bacterial activity is sufficiently high to induce denitrification.

Nitrate can contaminate freshwater when the water originates from manure pits, fertilized fields, lawns or septic systems (Roberts & Marsh 1987; Causapé *et al.* 2004). A concentration of 0.3 mg L^{-1} of N-NO_3^- plus N-NH_4^+ in the spring will support summer algal blooms if sufficient phosphorus also is present (Lukatelich & McComb 1986; Burford *et al.* 2006).

Total phosphorus and orthophosphate (o-PO_4^{3-}) are present in Lake Santa Ana in very high concentrations. The TP and o-PO_4^{3-} concentrations also are highly correlated in Lake Santa Ana (Fig. 5). Most of the TP is in the form of o-PO_4^{3-} , thereby increasing the bioavailability of this nutrient in the lake. The high concentrations of quantity of TP and o-PO_4^{3-} measured in the lake water could be attributable to the direct discharges entering it from the drainage channel, which contain agricultural,

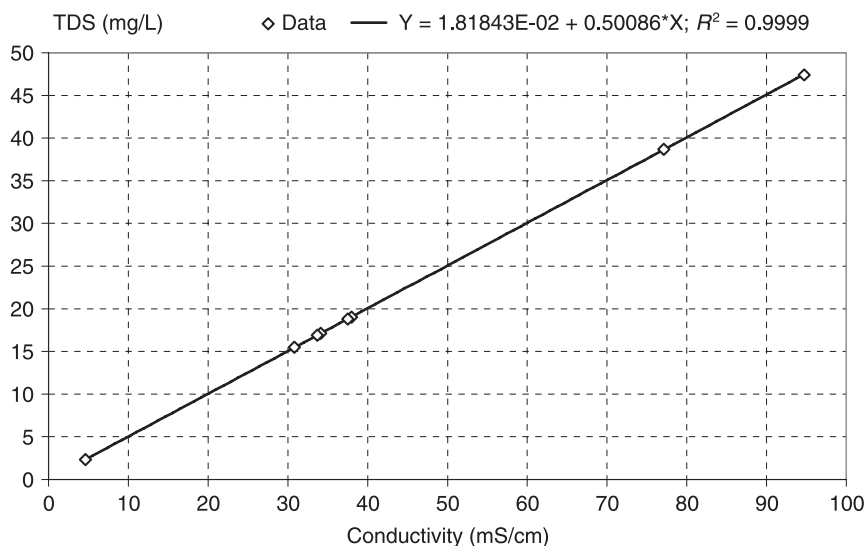


Fig. 4. Correlation between electrical conductivity (X) and total dissolved solids (TDS) concentration (Y) in Lake Santa Ana.

municipal and industrial waste water from the brewery (Table 2). Furthermore, some agricultural activities around the lake also represent a non-point source of nutrient contamination during the rainy season. The nutrients can accumulate in the lake bottom sediments, and be continuously resuspended in the lake water column because of wind forces.

Total Kjeldahl nitrogen is a measure of organic nitrogen plus NH_3 , while nitrate is the end product of the oxidation of NH_3 , through the intermediate step of nitrite, via microbial decomposition. As a result of the high oxygen concentrations in the lake, the nitrite concentration is very low, with any existing nitrite being immediately oxidized to

nitrate. As NH_4^+ was not measured in the lake samples, it could be inferred that microbiological oxidation occurs in the lake, and a significant quantity of TKN could be present in NH_4^+ . If so, this would explain the positive correlation observed between the NO_3^- and TKN concentrations (Fig. 6), which also suggests that the nitrification process is at work in the lake (Pauer & Auer 2000).

Lake water dissolved oxygen concentration, chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD)

The high COD and BOD values measured in the lake water make it unusable for human activities, as the level of

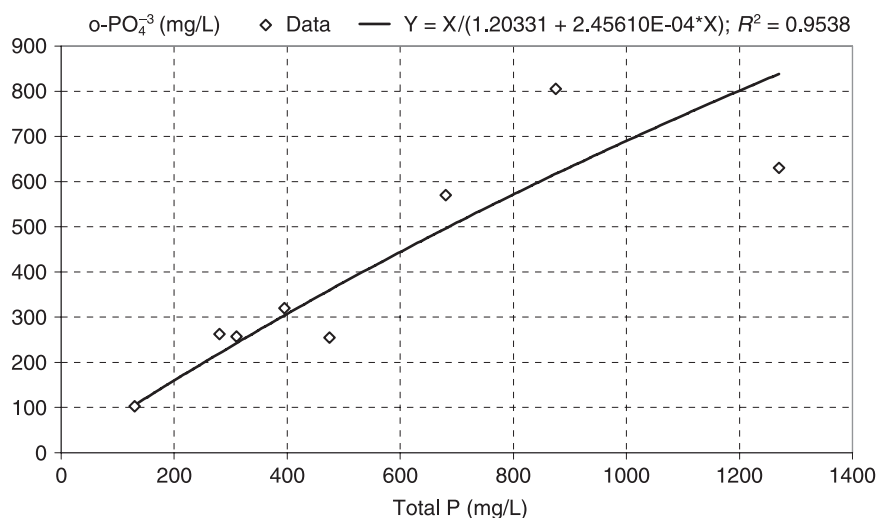


Fig. 5. Correlation between total phosphorus (X) and orthophosphates (Y) concentration in Lake Santa Ana.

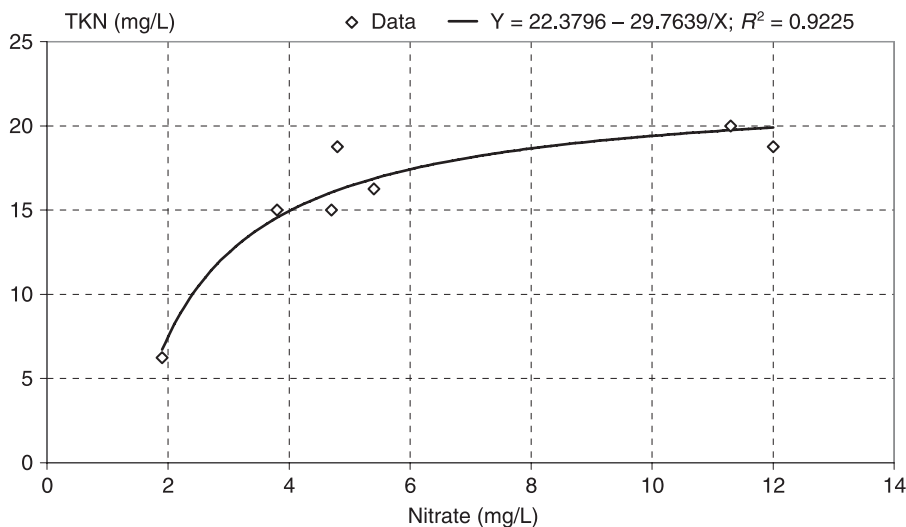


Fig. 6. Correlation between nitrate (X) and total Kjeldahl nitrogen (Y) concentration in Lake Santa Ana.

contamination is in the range of contaminated to strongly contaminated, based on Water National Commission criteria (CONAGUA 2007a, b), as well as international standards for freshwater (EPA 2006; Ministry of the Environment Government of Japan 2007). Despite the high measured COD and BOD values, the measured dissolved oxygen concentration was in the range of 5.09 ± 2.12 mg. L⁻¹, indicating good oxidic conditions in the lake, at least during the daytime. The oxidic conditions could be the result of good mixing conditions in the lake because of advection (El-Jaick & Gomes 2005). An interesting correlation was noted between the dissolved oxygen

concentration and COD in the lake water (Fig. 7). This correlation suggests dissolved oxygen is consumed by the oxidative process associated with organic pollutants present in the lake. Another good correlation was found between BOD and TKN, indicating biological activity that degrades organic compounds also could be occurring in the lake, but at a lower intensity than that exhibited by in-lake oxidative processes (Fig. 8).

Lake water heavy metals and pathogens

Practically all the heavy metals measured in the lake water exceed the concentrations considered acceptable for surface

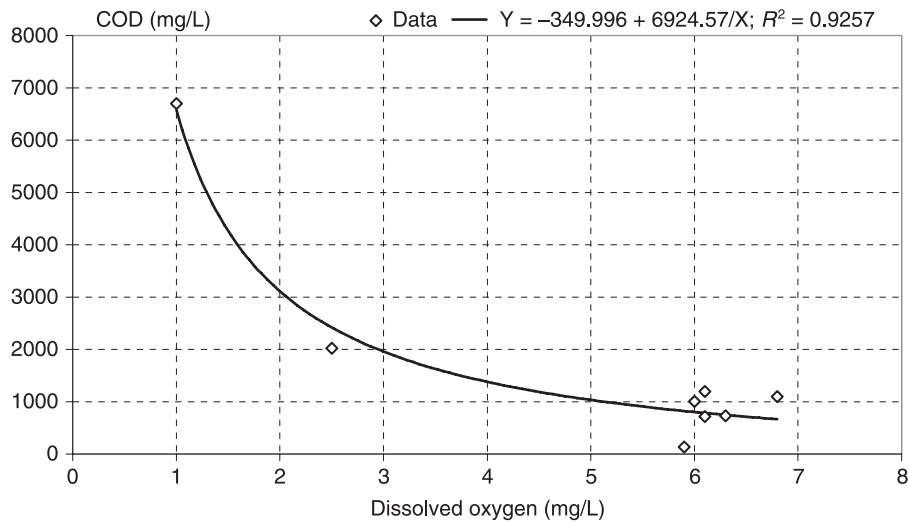


Fig. 7. Correlation between dissolved oxygen concentration (X) and chemical oxygen demand (COD) (Y) in Lake Santa Ana.

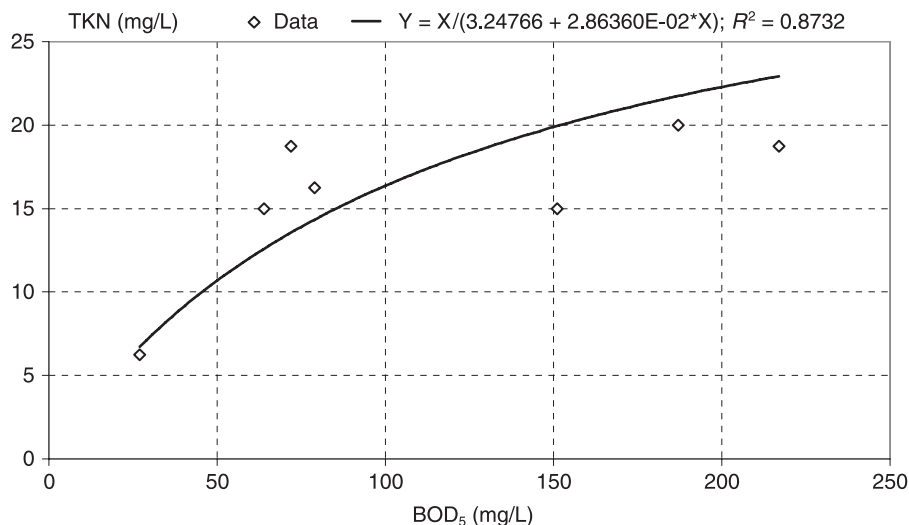


Fig. 8. Correlation between biological oxygen demand (BOD₅) (X) and total Kjeldahl nitrogen (TKN) concentration (Y) in Lake Santa Ana.

freshwaters (Table 4). Potential sources of the measured heavy metals could be waste-water discharges that have slowly settled to the lake bottom sediments, and subsequently remobilized back into the water column through sediment resuspension (Linge & Oldham 2002). The Hg results unfortunately do not indicate whether or not organic-bound-Hg compounds (e.g. methylmercury) were present even in small quantities in the lake. It is well known that even small quantities of methylmercury can have severe health consequences for humans and wildlife (EPA 1997).

The measured Pb and Cr concentrations in the lake water exceed levels considered safe for freshwater aquatic

life (e.g. 3.8 p.p.b. for Pb; 74 p.p.b. for Cr (III); 11 p.p.b. for Cr(VI)) (EPA 1980b, c, 2006; Ministry of the Environment Government of Japan 2007). Arsenic was present in high concentrations for all sampling sites, with a mean value of 224.13 ± 153.64 p.p.b., whereas the recommended upper limit to protect freshwater aquatic life is less to 150 p.p.b. (EPA 1980a, 2006).

Site 1 is the nearest sampling site to the main discharge point into the lake. Thus, although pathogens can exhibit activity immediately after their discharge to the lake, the lake's saline conditions could inhibit growth and survival in the remainder of the waterbody (Table 4).

Table 4. Water quality parameters measured in main contamination point sources for Lake Santa Ana, 30 November 2005

Parameter	Units	Brewery discharges	Stabilization lagoon	Sewages from Francisco I. Madero	General sewage discharges to lake
		Sampling site			
Site		A	B	C	D
North latitude	GEO	22°58'21''	22°59'27''	23°07'02''	23°13'20''
West longitude	GEO	102°42'33''	102°41'40''	102°39'45''	102°44'07''
Physicochemical parameters					
Flow	L. s ⁻¹	103	73	40	22
Temperature	°C	14	11	8	12
pH		8.51	6.90	8.59	8.73
Dissolved oxygen	mg. L ⁻¹	9.6	10.1	8.6	6.1
Conductivity	mS. cm ⁻¹	5.43	0.84	4.43	429
Turbidity	NTU	38	130	197	376
Total dissolved solids	mg. L ⁻¹	2.76	0.42	2.22	2.15
Hardness (as CaCO ₃)	mg. L ⁻¹	111	178	100	89
Total phosphorus	mg. L ⁻¹	158	28	95	111
Orthophosphate	mg. L ⁻¹	154	11	95	105
Chloride	mg. L ⁻¹	273	81	175	217
Total Kjeldahl nitrogen	mg. L ⁻¹	5	21	31	8
Nitrate	mg. L ⁻¹	1.5	1.6	0.6	NM
Nitrite	mg. L ⁻¹	0.005	0.005	NM	NM
Chemical oxygen demand	mg. L ⁻¹	65	205	137	136
Biochemical oxygen demand	mg. L ⁻¹	NM	49	58	51
Heavy metals					
Mercury	p.p.m.	<1	<1	<1	<1
Lead	p.p.m.	0.16	NM	0.65	NM
Chromium	p.p.m.	0.03	NM	0.01	0.03
Arsenic	p.p.b.	59	28	57	36
Pathogens					
Total coliforms	MPN. mL ⁻¹	7	1100	9	23
Faecal coliforms	MPN. mL ⁻¹	<3	210	3	15
<i>Escherichia coli</i>	+/-	(+)	(+)	(+)	(+)

MPN, most probable number; NM, not measured.

External contamination sources

The main water contamination point sources to the lake in 2005 include the drainage channel that collected the excess water used for irrigation, sewage from Calera City, industrial discharges from the brewery and sewage from small towns located in the area. The brewery built a pipe line in 2007 to separately drain their waste waters directly into the lake (Fig. 2). Other intermittent sewage streams from the towns of Fresnillo and Plateros discharge into the lake during the rainy season. Most of the sewage infiltrates the ground during the dry season, thereby serving as another important groundwater contamination source in the area (Fig. 2).

The most important waste-water sources to the open channel were: (i) the brewery (Site A in Fig. 2), which discharges 103 L s^{-1} of pretreated industrial waste water; (ii) Calera City, which contributes 73 L s^{-1} of urban sewage previously treated in a stabilization pond (Site B); and (iii) Francisco I. Madero Town, which discharges $\approx 40 \text{ L s}^{-1}$ (Site C). As the open channel is not isolated, there are water losses because of the permeability of the land, and evaporation. Only about 22 L s^{-1} reaches the end point of the drainage channel close to the lake (Site D), meaning that about 87.5% of all the waste water is lost before they are discharged into the lake. This is an indicator of both high soil permeability in the basin area, and a high evaporation rate.

The discharged waste waters exhibit a high turbidity of 376 NTU. The pH was 8.73, a value in the alkaline range, while the water hardness was 89 mg L^{-1} . The measured dissolved oxygen concentration was relatively high along the channel, ultimately reaching 6.1 mg L^{-1} at the discharge end, and indicating good water mixing conditions occur, thereby permitting oxygenation of the water. However, the TP and o-PO_4^{3-} concentrations at the discharge point into the lake were noticeably high, being 111 and 105 mg L^{-1} , respectively. The main potential sources of o-PO_4^{3-} in the lake basin are municipal waste waters, and agriculture discharges into the channel, as illustrated in Figs 2 and 3. The COD and BOD concentrations at the discharge end were 136 and 51 mg L^{-1} , respectively, which were relatively low values, compared to most of the direct measurements in the lake. The COD concentrations diminished from 205 mg L^{-1} at the outflow of the stabilization pond, to 136 mg L^{-1} at the end of the channel. This situation is likely due to the high oxygen concentration, and the length of the channel being long enough to cause a longer water retention time. This results in the reduction of a significant quantity of the organic load because of oxidation, indicating the channel acts as a self-depuration system that could partially permit organic

matter decomposition, as reported for other lotic systems (Lucena *et al.* 1988; Sabater *et al.* 2002).

CONCLUSION

Lake Santa Ana is a playa lake that has lost its natural hydraulic regimen because of human activities, as explained in a previous report (Gaytán *et al.* 2008). Its location in a semiarid zone in a closed basin increases the risks and uncertainty of disappearance because of a natural imbalance between rainfall and evaporation. However, the measured differences between the measured water quality in the wells and in the lake suggest that interactions between the lake waters with groundwater sources do not exist. Prior to significant anthropogenic influences on the lake, its water quality was likely characteristic of a saline lake, exhibiting high conductivity because of continual deposits of salts, mainly carbonate and bicarbonates, from rainfall, as well as evaporation processes over several years. The periods of lake intermittency have diminished substantially in recent years because of waste-water discharges from the cities and towns located in the area, the channeling of irrigation drainage water, and also industrial discharges from an important brewery plant.

Based on this preliminary water quality appraisal, Lake Santa Ana could be considered alkaline, with moderately hard water. It also is well mixed, with a high turbidity level and a large quantity of dissolved ions resulting from continuous resuspension of sediments. Based on the estimated salinity, the lake can be classified as a mesosaline lake (Hummer 1986).

Anthropogenic activities in the lake area not only caused a positive effect in regard to diminishing the period of intermittence, and extending its expected existence, they also could have led to significant water quality changes. The lake salinity, for example, could have increased as a result of new ions strongly associated with agricultural and waste-water discharges (i.e. SO_4^{2-} ; o-PO_4^{3-} ; Cl^-). The high measured COD and BOD concentrations, and the presence of pathogens, could be attributable to discharges of contaminated water into the lake mainly through the channel. However, the measured concentrations of heavy metals (i.e. Pb; Cr; As) in the lake water exceed the international standards for aquatic ecosystems. Nevertheless, more research is required to more clearly link the high heavy metals concentrations with anthropogenic activities in the basin.

Mexican officials have begun to pay attention to the environmental protection of the numerous wetland ecosystems in the country, particularly as they are recognized as important habitats for preserving the

country's biodiversity, including migratory waterfowl (CONANP 2006). Most major Mexican wetlands are located in coastal zones, resulting in little or no attention being given to several small ephemeral lakes located in the Mexican central plateau. These lakes are important migratory routes during the winter season for North American waterfowl (Wilson 2002; Anderson & Anderson 2005; Howell & Webb 2005; Pérez-Arteaga *et al.* 2005). As a result of the limited infrastructure for waste-water treatment in Mexico (de Anda & Shear 2008), these reservoirs frequently have been used as oxidative lagoons to dispose of both municipal and industrial waste waters, thereby damaging their water quality. This situation could result in the disappearance of a migratory route for wintering waterfowl in the near future, reducing the survival expectancy of specific bird species because of the loss of this type of aquatic ecosystem.

ACKNOWLEDGEMENT

We thank Dana Erickson (Peace Corps volunteer) for the time taken in reviewing the English grammar of this manuscript.

REFERENCES

- Álvarez S., Díaz P., López-Archilla A. I. & Guerrero M. C. (2006) Phytoplankton composition and dynamics in three shallow temporary salt lakes (Monegros, Spain). *J. Arid Environ.* **65**, 553–71.
- de Anda J. & Shear H. (2008) Challenges Facing Municipal Waste Water Treatment in Mexico. Public Works Management and Policy. **12**, 590–8.
- Andersen C. B. (2002) Understanding carbonate equilibria by measuring alkalinity in experimental and natural systems. *J. Geosci. Educ.* **50**, 389–403.
- Anderson J. G. T. & Anderson K. B. (2005) An analysis of band returns of the American white pelican, 1922 to 1981. *Waterbirds* **28**, 55–60.
- Aota Y., Kumagai M. & Ishikawa K. (2003) Over twenty years trend of chloride ion concentration in Lake Biwa. *J. Limnol.* **62**, 42–8.
- American Public Health Association (APHA). (1998) *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water*. 20th edn. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation. Washington, D.C.
- Barth H. J. (2001) Comment on 'playa, playa lake, sabkha: proposed definitions for old terms'. Short communication. *J. Arid Environ.* **47**, 513–4.
- Barth H. J. & Böer B. (2002) *Sabkha Ecosystems: Vol. I. The Arabian Peninsula and Adjacent Countries*. 1st Edition. Tasks for Vegetation Sciences, Volume 36: Dordrecht, Netherlands: Kluwer Publisher.
- Bates R. L. & Jackson J. A. (1984) *Dictionary of Geological Terms*. 3rd edn. Anchor Press/Doubleday, New York, 576 p.
- Briere P. R. (2000) Playa, playa lake, sabkha: Proposed definitions for old terms. *J. Arid Environ.* **45**, 1–7.
- Burford M. A., McNeale K. L. & McKenzie-Smith F. J. (2006) The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biol.* **51**, 2143–53.
- Causapé J., Quílez D. & Aragüés R. (2004) Salt and nitrate concentrations in the surface waters of the CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): diagnosis and prescriptions for reducing off-site contamination. *J. Hydrol.* **295**, 87–100.
- CONAGUA. (2002) *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero calera, Estado de Zacatecas*. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrológica. México, DF. 22 pp.
- CONAGUA. (2006) Estadísticas del Agua en México 2006. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México 2006. 198 p. Available from: www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Default.aspx. Accessed 5 September 2008.
- CONAGUA. (2007a) Indicadores de calidad del agua. Escala de Clasificación de Calidad del Agua. Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días). Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. Jefatura de Proyectos de Estudios de Calidad del Agua. Available from: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/DBO.pdf. Accessed 5 September 2008.
- CONAGUA. (2007b) Indicadores de calidad del agua. Escala de Clasificación de Calidad del Agua. Demanda Química de Oxígeno. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Estudios de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. Jefatura de Proyectos de Estudios de Calidad del Agua. Available from: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/DQO.pdf. Accessed 5 September 2008.
- CONANP. (2006) *Mexico's priority wetlands*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- El-Jaick L. J. & Gomes A. A. (2005) Estimate of the drainage water behaviour in shallow lakes. *Ecol. Model.* **184**, 219–27.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1980a) Ambient water quality criteria for arsenic. United States

- Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. EPA 440/5-80-021. Washington, D. C. 477, 213 p.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1980b) Ambient water quality criteria for chromium. United States Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. EPA 440/5-80-035. Washington, D. C. 477, 114 p.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1980c) Ambient water quality criteria for lead. United States Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. EPA 440/5-80-057. Washington, D. C. 477, 159 p.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1997) *Mercury Study Report to Congress*, Vol. VII: *Characterization of Human Health and Wildlife Risks from Mercury Exposure in the United States*. EPA report EPA-452/R-97-009. United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Washington, D. C.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1999) Turbidity in source water. In: *Guidance Manual for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule: Turbidity Provisions. Office of Water (4607) United States Environmental Protection Agency*. EPA 815-R-99-010. April 1999. Available from URL: <http://permanent.access.gpo.gov/lps21800/www.epa.gov/safewater/mdbp/mdbptg.html#turbidity>. Accessed 5 September 2008.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2006) National recommended water quality criteria. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, D. C. Available from: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/>. Accessed 5 September 2008.
- Gaytán R., de Anda J. & Nelson J. (2008) Computation of the changes in the runoff regime of Lake Santa Ana watershed (Zacatecas, Mexico). *Lakes Reserv.: Res. Manage.* **13**, 155–67.
- Genereux D. & Bandopadhyay I. (2001) Numerical investigation of lake bed seepage patterns: effects of porous medium and lake properties. *J. Hydrol.* **241**, 286–303.
- Hodgson D. A., Vyverman W. & Sanne K. (2001) Limnology and biology of saline lakes in the Rauer Islands, eastern Antarctica. *Antarct. Sci.* **13**, 255–70.
- Howell S. N. G. & Webb S. (2005) *A Guide to the Birds and of Mexico and North Central America*. Oxford University Press, Oxford, UK. 851 p.
- Hummer U. T. (1986) *Saline Lake Ecosystems of the World*. Dr. W. Junk Publishers, Kluwer Academia Press Group, Dordrecht, the Netherlands. 632 p.
- INEGI. (2000) Zacatecas. Condensado Estatal. Escala 1: 700 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Dirección General de Geografía. Aguascalientes, México. Available from: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/zac/zac.pdf?c=1218&e>. Accessed 5 September 2008.
- INEGI. (2008) Zacatecas. Mapa de Climas. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, México. Available from: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/zac/clim.cfm?c=444&e=32>.
- Linge K. L. & Oldham C. E. (2002) Arsenic remobilization in a shallow lake: The role of sediment resuspension. *J. Environ. Qual.* **3**, 822–8.
- Lucena F., Bosch A., Ripoll J. & Jofre J. (1988) Fecal pollution in Llobregat River: Interrelationships of viral, bacterial, and physico-chemical parameters. *Water, Air Soil Pollution* **39**, 15–25.
- Lukatelich R. J. & McComb A. J. (1986) Nutrient levels and the development of diatom and blue-green algal blooms in a shallow Australian estuary. *J. Plankton Res.* **8**, 597–618.
- Navarro L., Núñez E., Cardona A., Castro J., Villalpando E. S. & Bueno A. (2005) Análisis y distribución de elementos mayores en el agua subterránea del acuífero de Calera, Zacatecas. *Resumen Actas INAGEQ* **11**, 9.
- Ministry of the Environment Government of Japan. (2007) Environmental quality standards for water pollution. Ministry of the Environment Government of Japan, Tokyo, Japan. Available from: <http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.html>. Accessed 5 September 2008.
- Pauer J. J. & Auer M. T. (2000) Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system. *Water Res.* **34**, 1247–54.
- Pérez-Arteaga A., Jackson S. F., Carrer E. & Gaston K. J. (2005) Priority sites for wildfowl conservation in Mexico. *Anim. Conserv.* **8**, 41–50.
- Rau G. H., Caldeira K., Knauss K. G., Downs B. & Sarv H. (2001) Enhanced carbonate dissolution as a means of capturing and sequestering carbon dioxide. First National Conference on Carbon Sequestration, Washington, D. C., 14–17 May 2001. 7 p. Available from: http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/01/carbon_seq/p24.pdf. Accessed 5 September 2008.
- Roberts G. & Marsh T. (1987) *The Effects of Agricultural Practices on the Nitrate Concentrations in the Surface Water Domestic Supply Sources of Western Europe. Water for the Future: Hydrology in Perspective*. IAHS Publication, 164. International Association of Hydrological Sciences, Washington, D. C., 365–80.
- Sabater S., Guasch H., Romani A. & Muñoz I. (2002) The

- effect of biological factors on the efficiency of river biofilms in improving water quality. *Hydrobiologia* **469**, 149–56.
- Saenger C., Miller M., Smittenberg R. H. & Sachs J. P. (2006) A physico-chemical survey of inland lakes and saline ponds: Christmas Island (Kiritimati) and Washington (Teraina) Islands, Republic of Kiribati. *Saline Syst.* **2**, 8.
- Saijo Y., Mitamura O. & Tanaka M. (1995) A note on the chemical composition of lake water in the Laguna Amarga, a saline lake in Patagonia, Chile. *Int. J. Salt Lake Res.* **4**, 165–7.
- Stauffer R. E. & Wittchen B. D. (1992) Hydro-geochemistry of Maine seepage lakes and related groundwaters. *J. Hydrol.* **138**, 559–81.
- Villalpando E., Núñez E., Cardona A., Castro J., Navarro L. & Bueno A. (2005) Distribución y movilidad de elementos traza en el agua subterránea de la cuenca hidrológica de Calera, Zacatecas. *Actas INAGEQ* **11**, 10.
- Williams W. D. (1966) Conductivity and the concentration of total dissolved solids in Australian lakes. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* **17**, 169–76.
- Williams W. D. (1986) Conductivity and salinity of Australian salt lakes. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* **37**, 177–82.
- Williams W. D. (1994) Definition and measurement of salinity in salt lakes. *Int. J. Salt Lake Res.* **3**, 53–63.
- Wilson R. M. (2002) Directing the flow: Migratory waterfowl, scale, and mobility in western North America. *Environ. Hist.* Available from: http://findarticles.com/p/articles/mi_qa3854/is_200204/ai_n9061381. Accessed 5 September 2008.
- Yamada E. (1997) Determination and the behavior of trace amounts of chloride and bromide ions in environmental waters, such as rain and river waters. *Analyt. Sci.* **13**, 385–90.