



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ASISTENCIA EN
TECNOLOGÍA Y DISEÑO DEL ESTADO DE JALISCO, A. C.**

**DESARROLLO DE UN MODELO HIDRODINÁMICO Y DE
CALIDAD DEL AGUA EN LA PRESA DE AGUAMILPA
(NAYARIT, MÉXICO)**

TESIS

PARA OBTENER EL GRADO
ACADÉMICO DE

**DOCTOR EN CIENCIA Y
TECNOLOGÍA
EN LA ESPECIALIDAD DE**

INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA

MC. JESUS GABRIEL RANGEL PERAZA



CIENCIA Y TECNOLOGÍA

GUADALAJARA, JALISCO. DICIEMBRE DE 2012.



Guadalajara, Jalisco a 5 de Diciembre de 2012

CONSEJO GENERAL DEL POSGRADO
INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del comité tutorial del estudiante **Jesús Gabriel Rangel Peraza**, una vez leída y revisada la Tesis titulada “DESARROLLO DE UN MODELO HIDRODINÁMICO Y DE CALIDAD DEL AGUA EN LA PRESA DE AGUAMILPA (NAYARIT, MÉXICO)” aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Doctor en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de Ingeniería Ambiental durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los cinco días del mes de diciembre del año 2012.

Dr. José de Anda Sánchez
Director

Dr. Fernando Antonio González Farías
Co-director



Guadalajara, Jalisco a 5 de Diciembre de 2012

CONSEJO GENERAL DEL POSGRADO
INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del Jurado del Examen de Grado del estudiante **Jesús Gabriel Rangel Peraza**, una vez leída y revisada la Tesis titulada “DESARROLLO DE UN MODELO HIDRODINÁMICO Y DE CALIDAD DEL AGUA EN LA PRESA DE AGUAMILPA (NAYARIT, MÉXICO)”, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Doctor en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de Ingeniería Ambiental durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los cinco días del mes de diciembre del año 2012.

Dr. Luis Ernesto Marín Stillman
Presidente

Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen
Secretario

Dra. Linda Victoria González Gutiérrez
Vocal

Dr. Jorge del Real Olvera
Vocal

Dr. José de Anda Sánchez
Vocal

Agradecimientos

Agradezco con mucho cariño a mi director de tesis, el Dr. José de Anda Sánchez, por su generosidad al brindarme la oportunidad de recurrir a su capacidad y experiencia científica en un marco de confianza, afecto y amistad, fundamentales para la realización de este trabajo.

A mi co-director, el Dr. Fernando Antonio González Farías, por sus valiosas sugerencias, sus acertados aportes al desarrollo de la presente tesis y sobre todo, por su invaluable amistad.

Quiero, además, expresar mi reconocimiento a los miembros del comité evaluador, al Dr. Luis Ernesto Marín Stillman, a la Dra. Anne Hansen, al Dr. Jorge del Real Olvera y a la Dra. Linda González, por su tiempo, sus comentarios y sus valiosas observaciones para el enriquecimiento de esta tesis.

A todas las personas que han contribuido a la elaboración del presente trabajo en las diferentes etapas del mismo; la lista sería muy larga y muy probablemente se me escaparía más de alguno. A todas ellas quiero expresar mi más sincero agradecimiento.

Finalmente me gustaría agradecer al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada a un servidor para la realización de sus estudios de posgrado y por los fondos otorgados para el desarrollo de este trabajo, y al Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco por todo el apoyo proporcionado tanto en recursos humanos como materiales.

¡Muchas gracias a todos!

Dedicatoria

A mi mamá, porque siempre creyó en mí y dedicó su vida para sacarme adelante, dándome ejemplos dignos de superación y entrega.

A mi esposa, quien siempre estuvo impulsándome en los momentos más difíciles de mi posgrado. Te agradezco el amor que sientes por mí, fue la mejor motivación para llegar hasta el final.

Este trabajo es también de ustedes, porque fomentaron en mí el deseo de superación y el anhelo de triunfo en la vida. Por esto, hoy puedo ver alcanzada mi meta.

Resumen

En México la tendencia tecnológica en los últimos 20 años ha sido el fortalecer el sector eléctrico a través de la construcción de grandes centrales hidroeléctricas debido a la paulatina limitación de las fuentes de energía no renovables. En particular, el proceso de construcción de grandes presas en el curso del río Santiago continúa siendo parte de esta estrategia. Sin embargo, el aporte de aguas residuales de origen agrícola, industrial y urbano que recibe el río Santiago principalmente de su cuenca alta y de la zona metropolitana de la ciudad de Guadalajara, constituye uno de los problemas más severos de contaminación de este cuerpo de agua. Los aportes contienen diversos contaminantes que reciben un tratamiento ineficiente o inexistente en la mayoría de los casos y que a través del mismo río Santiago son transportados hasta alcanzar las grandes presas construidas aguas abajo (Santa Rosa, La Yesca, El Cajón y Aguamilpa). Los trabajos publicados sobre la cantidad y calidad del agua en los embalses ubicados a lo largo del río Santiago son escasos, por lo que hasta ahora no se cuenta con instrumentos de información y evaluación que permitan conocer las condiciones de calidad del agua y sus posibles implicaciones en la salud pública y en la integridad ecológica del propio ecosistema.

El desarrollo de los modelos de calidad del agua en cuencas hidrográficas ha sido uno de los temas que ha atraído la atención de una gran cantidad de expertos de diferentes disciplinas ya que facilita el desarrollo de estrategias para la toma de decisiones y los instrumentos necesarios para una posterior implementación de un sistema efectivo de planificación y manejo de cuencas hídricas. Un modelo de calidad del agua permite interpretar, simular y predecir las respuestas de un cuerpo de agua ante distintas condiciones ambientales, a través de la resolución de las ecuaciones que gobiernan el comportamiento de las variables que reflejan cuantitativamente sus características físicas, químicas y biológicas.

Desafortunadamente las aplicaciones de los modelos de calidad del agua para el manejo de cuencas hidrográficas se han llevado a cabo principalmente en zonas templadas, situación que representa una valiosa área de oportunidad para incrementar el conocimiento sobre ecosistemas limnéticos tropicales. Por otro lado, a pesar de que hoy en día los modelos de calidad del agua para cuencas hidrológicas y embalses han alcanzado un alto nivel de desarrollo, sigue siendo un reto científico y tecnológico el adaptar adecuadamente dichos modelos para las condiciones de una cuenca en particular.

Por lo anteriormente descrito, la contribución a la ciencia de este trabajo fue generar una metodología para la adecuación del modelo CE-QUAL-W2 para simular el comportamiento de la calidad del agua en regiones tropicales, la cual demostró que contribuye a profundizar en el conocimiento de los patrones del comportamiento hidrodinámico y de calidad de agua en uno de los embalses tropicales más grandes del mundo: la presa de Aguamilpa. La metodología propuesta para el desarrollo de modelos de calidad del agua en regiones tropicales consistió en un proceso de cinco etapas: a) adaptación de las ecuaciones de balance de materia y energía del módulo CE-QUAL-W2 a las características hidrológicas y climatológicas de un embalse tropical, b) desarrollo de un modelo batimétrico para la delimitación del sistema, c) desarrollo de un balance de agua en la presa, d) desarrollo y calibración del modelo de calidad del agua, y e) simulación de las características hidrodinámicas y de calidad del agua en el embalse bajo diferentes escenarios de régimen de flujo y temperatura ambiente.

La presente tesis es el resultado de un trabajo conjunto realizado con el Laboratorio de Investigación para la Modelación Ambiental (*Environmental Modeling Research Laboratory*) de la Universidad de Brigham Young en Provo, Estados Unidos y con el Departamento de Análisis de Ecosistemas Acuáticos (*Department Aquatische Ökosystemanalyse*) del Centro de Investigaciones Ambientales Helmholtz en Magdeburgo, Alemania. El producto de esta investigación fue un modelo hidrodinámico y de calidad de agua verificado exitosamente en un cuerpo de agua tropical de topografía compleja.

La aplicación del modelo desarrollado tiene importantes implicaciones en el conocimiento de la limnología de los embalses; por un lado, facilitará y extenderá el desarrollo de modelos de calidad de agua en regiones donde el recurso es escaso o presenta problemas de contaminación. Por otro lado, esta herramienta tiene el potencial de aplicarse en la evaluación de proyectos de inversión para la construcción de este tipo de obras (presas) y en el diseño óptimo de las mismas, ya que la modelación previa a su construcción permitirá conocer, de forma más objetiva, el comportamiento del sistema y su variación bajo condiciones hidroclimáticas extremas o predecir el comportamiento del sistema en diferentes escenarios de cambio climático. Finalmente, el esquema de acoplamiento innovador de los diferentes módulos utilizados durante el análisis de sensibilidad e incertidumbre, sentó las bases para el desarrollo de una plataforma de modelación a fin de realizar simulaciones de calidad del agua en la presa de Aguamilpa en tiempo real, mediante la actualización continua de las condiciones hidroclimáticas y de operación de la presa.

Índice de contenido

	Página
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	vii
Índice de figuras	x
 Estructura de la tesis	 1
 Capítulo I. Antecedentes.	
1.1. Antecedentes generales.....	3
1.2. Planteamiento del problema.....	6
1.3. Área de estudio.....	8
1.3.1. Cuenca del río Santiago.....	8
1.3.2. Cuenca del río Santiago-Aguamilpa.....	8
1.3.3. Cuenca del río Huaynamota.....	10
1.3.4. Presa de Aguamilpa.....	10
1.4. Justificación.....	12
1.5. Hipótesis.....	14
1.6. Objetivo general.....	14
1.7. Objetivos específicos.....	14
 Capítulo II. Estado del arte.	
2.1. Herramientas para la modelación de la calidad del agua.....	16
2.1.1. Ríos.....	18
2.1.2. Lagos y presas.....	21

	Página
2.1.3. Plataformas de modelación.....	22
2.1.4. Modelación tipo caja.....	23
2.2. Fundamentos en la modelación de los parámetros convencionales.....	24
2.2.1. Selección del modelo a utilizar.....	25
2.2.2. Desarrollo del modelo de calidad del agua.....	27
2.2.3. Hidráulica de la corriente.....	32
2.2.4. Modelación de la temperatura.....	35
2.2.5. Coeficientes de velocidad y reacción.....	43
2.2.6 Modelación del oxígeno disuelto.....	47
2.3. Conclusiones del capítulo.....	52

Capítulo III. Batimetría.

3.1. Introducción.....	53
3.2. Metodología.....	55
3.3. Resultados y discusión.....	59
3.4. Conclusiones del capítulo.....	68

Capítulo IV. Balance hídrico.

4.1. Introducción.....	70
4.2. Metodología.....	73
4.2.1. Aportes de agua en la presa.....	77
a) Corrientes superficiales.....	78
b) Precipitación directa.....	78
c) Escurrimientos de la cuenca.....	79

	Página
4.2.2. Salidas de agua en la presa.....	81
a) Corrientes superficiales.....	81
b) Evaporación.....	82
4.2.3. Tiempo de residencia hidráulico.....	83
4.3. Resultados y discusión.....	84
4.3.1. Precipitación directa.....	84
4.3.2. Escurrimientos de la cuenca.....	87
4.3.3. Evaporación.....	88
4.3.4. Volumen aforado y descargado.....	91
4.3.5. Modelo de balance hídrico.....	92
4.4. Conclusiones del capítulo.....	95

Capítulo V. Modelación de la calidad del agua

5.1. Introducción.....	97
5.2. Metodología.....	99
5.2.1. Monitoreo de la calidad del agua.....	99
5.2.2. Desarrollo del modelo de calidad del agua.....	101
a) Batimetría.....	101
b) Condiciones iniciales.....	101
c) Meteorología.	
d) Condiciones frontera.	
5.2.3. Calibración del modelo de balance hídrico.	
5.3. Resultados y discusión.	
5.3.1. Hidrodinámica de la presa.	

- 5.3.2. Temperatura del agua.
- 5.3.3. Oxígeno disuelto.
- 5.3.4. Sólidos disueltos totales.
- 5.3.5. Error del modelo.
- 5.4. Conclusiones del capítulo.

Capítulo VI. Escenarios potenciales.

- 6.1. Introducción.
- 6.2. Metodología.
 - 6.2.1. Análisis sistemático del modelo de calidad del agua.
 - 6.2.2. Análisis de sensibilidad.
 - 6.2.3. Análisis de incertidumbre
 - a) Generación de escenarios climáticos por métodos convencionales.
 - b) Simulación estocástica del clima.
 - c) Simulación Montecarlo
- 6.3. Resultados y discusión.
 - 6.3.1. Análisis de sensibilidad.
 - 6.3.2. Análisis de incertidumbre.
- 6.4. Conclusiones del capítulo

Síntesis y conclusiones al público.

Referencias citadas.

Índice de tablas

Página

Tabla 2.1	Valores del coeficiente de rugosidad de Manning.
Tabla 2.2	Cálculo del número del día Juliano n .
Tabla 2.3	Parámetros de corrección por latitud geográfica del Modelo de Hottel.
Tabla 2.4	Valores de θ para la corrección de los coeficientes de velocidad por temperatura.
Tabla 2.5	Intervalos típicos para los coeficientes de reacción que no dependen de la temperatura.
Tabla 2.6	Intervalos típicos para los coeficientes de reacción que dependen de la temperatura.
Tabla 3.1	Características morfométricas del embalse de Aguamilpa.
Tabla 4.1	Factor de permeabilidad K en función al uso de suelo y vegetación.
Tabla 4.2	Análisis de varianza para la precipitación en la presa de Aguamilpa.
Tabla 4.3	Factor de permeabilidad (k) para la presa de Aguamilpa.
Tabla 4.4	Tiempo de residencia hidráulico en la presa de Aguamilpa.
Tabla 5.1	Coeficientes y valores utilizados para la presa de Aguamilpa y su comparación con otros estudios.
Tabla 5.2	Error absoluto medio (AME) y error cuadrático medio (RSME) del modelo de calidad del agua para la presa de Aguamilpa en los diferentes sitios de muestreo.

Tabla 6.1	Parámetros seleccionados del modelo de calidad de agua calibrado para análisis de sensibilidad de temperatura y el intervalo de sus valores.
Tabla 6.2	Escenarios propuestos para la evaluación del análisis de incertidumbre en la presa de Aguamilpa.
Tabla 6.3	Error Absoluto Medio (AME) y Error Cuadrático Medio (RMSE) de la concentración de oxígeno disuelto bajo los diferentes escenarios de simulación.

Índice de figuras

Página

- Figura 1.1 Localización geográfica de la cuenca del río Santiago y de la presa de Aguamilpa.
- Figura 1.2 Fotografía del cauce del río Santiago.
- Figura 2.1 Elementos necesarios para el desarrollo del modelo CE-QUAL-W2.
- Figura 2.2 Elemento diferencial de la corriente.
- Figura 2.3 Ejemplo de la división de la corriente en elementos computacionales y segmentos.
- Figura 2.4 Representación esquemática de los componentes del balance de oxígeno.
- Figura 3.1 Ubicación del embalse dentro de la cuenca Santiago-Aguamilpa.
- Figura 3.2 Distribución de rocas volcánicas extrusivas.
- Figura 3.3 Distribución del tipo de roca volcánica en la cuenca Santiago-Aguamilpa.
- Figura 3.4 Modelos Digitales de Elevación (DEMs) y fronteras de la presa de Aguamilpa.
- Figura 3.5 Curvas de nivel de la presa de Aguamilpa.
- Figura 3.6 Perfil batimétrico del río Santiago (identificado como “Branch 1”).
- Figura 3.7 Perfil batimétrico del río Huaynamota (identificado como “Branch 2”).
- Figura 3.8 Calibración del modelo batimétrico de la presa de Aguamilpa.
- Figura 3.9 Regresión polinomial de la relación elevación – volumen en la presa de Aguamilpa.
- Figura 3.10 El volumen de agua de la presa de Aguamilpa como una función de la distancia.

- Figura 4.1 Representación gráfica de los componentes de entrada en un balance hídrico en una presa
- Figura 4.2 Representación gráfica de los componentes de salida en un balance hídrico de una presa
- Figura 4.3 Análisis en series de tiempo de la precipitación directa mensual en la presa de Aguamilpa.
- Figura 4.4 Precipitación directa anual en la presa de Aguamilpa.
- Figura 4.5 Grafico de medias para la precipitación anual en la presa de Aguamilpa por el método de la Diferencia Mínima Significativa (LSD por sus siglas en inglés).
- Figura 4.6 Análisis en series de tiempo para la evaporación en la presa de Aguamilpa.
- Figura 4.7 Evaporación real y modelada en la presa de Aguamilpa.
- Figura 4.8 Factor de corrección medio para la evaporación en la presa de Aguamilpa.
- Figura 4.9 Volumen de agua utilizado para la generación de energía eléctrica y control de avenidas de agua en las presas de Aguamilpa y El Cajón.
- Figura 4.10 Balance hídrico comparado contra el volumen real registrado en la presa de Aguamilpa durante el período de enero a diciembre de 2008.
- Figura 4.11 Volumen de agua mensual acumulado en la presa de Aguamilpa.
- Figura 5.1 Localización geográfica de la presa de Aguamilpa y ubicación de los sitios de muestreo.
- Figura 5.2 Modelo hidrodinámico y valores reales observados para el período de simulación.
- Figura 5.3 Calibración de la temperatura en la presa de Aguamilpa.
- Figura 5.4 Simulación del perfil térmico del río Santiago.
-
-

Página

- Figura 5.5 Presencia de una corriente de densidad en la presa de Aguamilpa.
- Figura 5.6 Calibración del oxígeno disuelto en el modelo de calidad de agua de la presa de Aguamilpa.
- Figura 5.7 Simulación de las condiciones de oxígeno disuelto en la presa de Aguamilpa.
- Figura 5.8 Calibración de la concentración de sólidos disueltos totales en la zona léntica de la presa de Aguamilpa.
- Figura 5.9 Comportamiento de los sólidos disueltos totales en el perfil del río Santiago.
- Figura 6.1 Diagrama conceptual para la interfaz desarrollada entre CE-QUAL-W2 y UNCSIM.
- Figura 6.2 Representación gráfica de la distribución de la precipitación y de la generación de los escenarios por el método Montecarlo.
- Figura 6.3 Coeficiente de sensibilidad para los parámetros seleccionados del modelo de calidad de agua.
- Figura 6.4 Efecto del coeficiente de abrigo del viento (WSC) en el perfil térmico de la presa de Aguamilpa.
- Figura 6.5 Volumen aportado por precipitación directa en la presa de Aguamilpa y los intervalos de confianza (5% y 95%) durante el período de simulación.
- Figura 6.6 Comportamiento de la temperatura mínima y máxima, destacando los intervalos de confianza (5% y 95%) utilizados en la simulación Monte Carlo.
- Figura 6.7 Intervalo del volumen almacenado de la presa de Aguamilpa debido a la incertidumbre generada para la precipitación.
- Figura 6.8 Comportamiento de la temperatura del agua en la superficie de la presa de Aguamilpa bajo diferentes escenarios.

Página

Figura 6.9 Comportamiento de la temperatura en la columna de agua de la presa de Aguamilpa durante el mes de junio para los diferentes escenarios propuestos.

Estructura de la tesis

La presente tesis está organizada manteniendo la estructura de cualquier texto científico. El cuerpo principal de la tesis consta de seis capítulos, un apartado de síntesis general y por último las conclusiones. El primer capítulo consiste en los antecedentes generales de la tesis, donde justifica la realización de la misma y se describe su importancia y aporte científico; asimismo, se establecen la hipótesis, el objetivo principal y los objetivos específicos, y se describen las principales características del área de estudio y la importancia social, política y económica de la presa de Aguamilpa.

Cada uno de los cinco capítulos siguientes presenta la estructura típica de un artículo científico; estos capítulos son una traducción al español del texto íntegro de manuscritos que están publicados o que se encuentran en alguno de los diferentes estados de publicación (aceptados, en revisión o en preparación) en revistas científicas internacionales. Solo se han añadido pequeñas modificaciones, como referencias a otros capítulos de la tesis, o explicaciones algo más detalladas de algunos aspectos. Aunque las revistas donde han sido aceptadas dichas publicaciones presentan diferentes formatos, en esta tesis doctoral se ha mantenido un mismo formato para todos los capítulos.

Bajo este contexto, el segundo capítulo describe el estado del arte que guarda la modelación de la calidad del agua, realizando una revisión de los diferentes módulos

disponibles enfocados a la gestión de los cuerpos de agua y de los fundamentos utilizados para la resolución de las ecuaciones que gobiernan los parámetros convencionales de modelación, como son la temperatura y el oxígeno disuelto. Posteriormente, el tercer capítulo describe una metodología innovadora para la delimitación del sistema a modelar mediante la utilización de modelos digitales de elevación; se describe el desarrollo de la batimetría del sistema mediante la utilización de herramientas computacionales que a la postre permite conocer de mejor forma las características morfométricas del sistema, proporcionando una herramienta invaluable en el manejo y control de los procesos que ocurren en el modelo.

En el cuarto capítulo se presenta el balance hídrico del sistema durante seis años de estudio; se detalla la metodología utilizada para llevar a cabo esta tarea, describiendo el grado de error del modelo desarrollado con respecto a los volúmenes reales registrados en la presa y se discute la posible influencia de la cantidad en la calidad del agua. En el quinto capítulo se describe con detalle el desarrollo del modelo de calidad del agua de la presa de Aguamilpa. Este modelo se llevó a cabo en el módulo CE-QUAL-W2, un modelo basado en el lenguaje de programación FORTRAN y desarrollado por la *US Environmental Protection Agency*. El modelo fue calibrado y validado con los valores de los parámetros monitoreados durante un año y medio de manera bimestral en diez diferentes localizaciones a lo largo de los ríos que conforman la presa de Aguamilpa (ríos Santiago y Huaynamota).

En el sexto y último capítulo se comparan los resultados de las simulaciones del modelo de calidad del agua de la presa de Aguamilpa con los resultados obtenidos de las simulaciones llevadas a cabo bajo diferentes escenarios de temperatura y precipitación generados por el método de Monte Carlo; de la misma forma, se muestran los principales factores ambientales que influyen en el comportamiento de las variables fisicoquímicas de la presa y que pudieran presentar un efecto similar en otros cuerpos de agua que se encuentren localizados en latitudes tropicales, tal y como es el caso del presente estudio. Finalmente, en el apartado de síntesis y conclusiones al público se revisan y discuten los resultados obtenidos y sus implicaciones, con una visión integradora, enunciando las perspectivas futuras de trabajo, y se enumeran las principales conclusiones de la tesis.

Capítulo I

Antecedentes

1.1. Antecedentes generales.

Muchos países se enfrentan al desafío que implica la creciente demanda de agua y la contaminación que están sufriendo las fuentes de ésta. El aumento poblacional y su continua necesidad de desarrollo imponen progresivamente mayores exigencias a los sistemas hídricos (Watson y Davies, 2009). En este sentido, la intensificación del manejo del agua en una cuenca, considerando los sectores de energía, industria, agricultura y urbanos, tiene un impacto significativo sobre los sistemas acuáticos.

Esta situación, existente desde hace algunas décadas, se ha traducido en estudios de los sistemas hídricos desde una perspectiva amplia que permita un manejo adecuado sobre las cuencas hidrográficas, dando especial interés a los aspectos concernientes a la calidad del agua (Pennington *et al.*, 2003). Por ello, desde una perspectiva integral del manejo de los recursos hídricos, es conveniente conocer los impactos significativos que producen, o eventualmente producirían, el desarrollo de cualquier proyecto en una

cuenca hidrográfica sobre los ecosistemas de la misma, y por consiguiente a los cuerpos superficiales y subterráneos de agua.

Por esta razón es indispensable contar con herramientas que aporten información objetiva, a fin de facilitar la toma de decisiones y la gestión de recursos hídricos, como la que proporcionan los modelos de calidad del agua. Un modelo de calidad del agua permite interpretar, simular y predecir las respuestas de un cuerpo de agua ante distintas condiciones ambientales, a través de la resolución de las ecuaciones que gobiernan el comportamiento de las variables que reflejan cuantitativamente sus características físicas, químicas y biológicas (Chapra, 1996). Estos modelos, dependiendo de su nivel de aproximación y de la capacitación de los usuarios, permiten que las personas que están directamente relacionadas con la toma de decisiones visualicen el problema en términos objetivos, reduciendo las discrepancias en la discusión sobre la gestión ambiental del recurso hídrico. (Ji, 2008).

El desarrollo de los modelos de calidad del agua en cuencas hidrográficas ha sido uno de los temas que ha atraído la atención de una gran cantidad de expertos de diferentes disciplinas, dado que los ríos, lagos y presas con frecuencia constituyen la fuente de abastecimiento de agua potable para las zonas urbanas (McKinney *et al.*, 1999; Cai, 2003). Por otra parte, se sabe que el manejo no sustentable de las cuencas hidrográficas a escala local puede tener implicaciones importantes sobre el ciclo hidrológico a escala mundial en los próximos años (GLOWA, 2006).

No obstante que hoy en día los programas disponibles en el mercado para el desarrollo de modelos de calidad del agua para cuencas hidrológicas y embalses han alcanzado un alto nivel de desarrollo, sigue siendo un reto científico y tecnológico el adaptar adecuadamente dichos modelos para las condiciones de una cuenca en particular (Sydelko *et al.*, 1999; Jobson, 2001; Green y Nelson, 2002). La utilización de modelos de calidad del agua, y específicamente en los embalses, ha aumentado notoriamente en la última década; sin embargo, las aplicaciones de los modelos de calidad del agua para el manejo de cuencas hidrográficas se han llevado a cabo principalmente en zonas templadas (Mustapha, 2009).

La aplicación de estos modelos en cuerpos de agua en regiones tropicales ha permitido generar información sobre el comportamiento de los procesos tróficos en lagos y embalses en estas regiones (Corral *et al.*, 2004), reconociendo la importancia de los procesos que ocurren en los estratos superiores de estos tipos de cuerpos de agua. De tal forma que, el reproducir de una manera confiable el comportamiento de las principales componentes del sistema, permitirá mejorar el conocimiento de la dinámica de los procesos físicos, químicos y biológicos, posibilitando la formulación de criterios para la protección y manejo del recurso hídrico.

Los esfuerzos hasta ahora realizados para comprender el comportamiento de los ecosistemas limnéticos en México con fines de manejo, han sido muy limitados, siendo la cuenca Lerma-Chapala la que ha captado la mayoría de las contribuciones en este campo (León y Escalante, 1993; Fedra, 1996; de Anda *et al.* 2000, 2001, 2004; Martínez-Austria y Hansen, 2004; Fall *et al.*, 2006). Se han reportado investigaciones sobre la simulación de la calidad del agua en algunos proyectos hidráulicos en México, como la presa de Aguamilpa en Nayarit (García-Cabrera, 2006), la presa de Zimapán en Hidalgo (Palacio *et al.*, 1994, 2000; García *et al.*, 2001), así como en algunas corrientes superficiales, como el río Atoyac en Guerrero (Puente-Luévano, 2001) y el río Blanco en Veracruz (Hernández-Mercado, 1999); sin embargo, los resultados de dichos estudios no fueron publicados, y se conservan aun a nivel de reporte técnico interno.

A través de este trabajo se pretende generar un modelo calibrado y verificado de calidad del agua en la presa de Aguamilpa, Nayarit, cuyas características de localización geográfica y condiciones de manejo, permitirán incrementar los conocimientos que se tienen sobre los procesos biogeoquímicos que se presentan en un cuerpo de agua tropical. Igualmente, el presente trabajo pretende aplicar el conocimiento generado en campo, en un modelo que permita entender las variaciones fisicoquímicas y biológicas del embalse, como resultado de los cambios inducidos por las actividades humanas en la cuenca y a los efectos globales derivados del cambio climático.

1.2. Planteamiento del problema.

La altura de la cortina de las grandes presas, definidas como aquellas en donde el punto de vertido de la cortina está a más de 15 m de altura, se ha incrementado notoriamente en los últimos 50 años. La creciente tendencia en la construcción de presas en los países en vías de desarrollo ha incrementado la altura promedio de estas obras hidráulicas. Por consecuencia, las áreas cubiertas por agua en los embalses se han incrementado, alcanzando en promedio 23 km² hacia principios del siglo XXI (WCD, 2000).

El impacto inicial al construir las grandes presas es la fragmentación del río, y la interrupción de su caudal natural (WRI, 2000). La construcción de las presas, y la subsecuente inundación del área donde ésta se localiza, ha eliminado de manera efectiva a las especies de flora y fauna ocasionando el desplazamiento de las especies sobrevivientes a otros lugares por la pérdida del hábitat (Soden, 2000). Los efectos de la fragmentación de los ríos se han registrado en muchas áreas en el mundo (Revengea *et al*, 2000); sin embargo, los esfuerzos para mitigar los impactos a la flora y fauna en los proyectos de construcción de grandes presas han tenido, a lo largo de la historia, resultados muy limitados (Dynesius y Nilson 1994; Andersson *et al.*, 2000; Van Looy, 2003; Jager, 2006).

Por otro lado, en México la tendencia ha sido el fortalecer el sector eléctrico a través de la construcción de plantas hidroeléctricas debido a la paulatina limitación de las fuentes de energía no renovables (SE, 2000). En particular, el proceso de construcción de grandes presas en el curso del río Santiago va a continuar, siendo hasta ahora las más importantes la presa Arcediano, planeada en el estado de Jalisco, y la presa La Yesca que se encuentra en fase de construcción en los límites de los estados de Jalisco y Nayarit (UdeG, 2004; Cardoso, 2006; CRÓNICA, 2006).

La cuenca alta del río Santiago recibe el aporte de aguas residuales de origen agrícola, industrial y urbano, principalmente de la zona metropolitana de la ciudad de Guadalajara, lo que genera uno de los problemas más severos de contaminación a las aguas de este río (von Bertrab, 2003; Durán y Torres, 2003). Las aguas residuales contienen contaminantes agrícolas, urbanos e industriales y no reciben tratamiento

alguno o éste es ineficiente, por lo que los contaminantes son transportados a través del mismo río Santiago son transportados hasta alcanzar las presas aguas abajo. No obstante esta problemática, los trabajos publicados sobre la cantidad y calidad del agua en los cuerpos de agua ubicados a lo largo del río Santiago (Ontiveros-Retes, 1993; de Victorica-Almeida, 1993, 1995; Aranguré-Zúñiga *et al.*, 2005; Zambrano-Cárdenas *et al.*, 2005; García-Cabrera, 2007; Rangel-Peraza *et al.*, 2009a, 2009b), son hasta hoy insuficientes, por lo que su influencia en el ámbito de las políticas públicas para la protección y restauración del río ha sido limitada.

Actualmente la presa de Aguamilpa, localizada en la cuenca del río Santiago, tiene un alto potencial pesquero en donde la captura se da principalmente en seis especies comerciales: tilapia (*Oreochromis aureus*), lobina (*Micropterus salmoides*), carpa (*Cyprinus carpio*), bagre (*Ictalurus punctatus*), chihuil (*Ictalurus sp.*) y arroyera (*Cichlasoma beanii*). El incremento en la producción pesquera en la presa ha sido sostenido alcanzando 4,363.6 toneladas en el 2005. La tilapia es la especie más capturada en el área de estudio, representando un 99.7% de la producción total (Ulloa-Ramírez *et al.*, 2006). Poco a poco la acuacultura en este cuerpo de agua va constituyendo un potencial para el desarrollo económico en la región, por lo que la cantidad y calidad del agua se han convertido en elementos indispensables para garantizar la subsistencia de las familias dedicadas a esta actividad.

El reto de generar un modelo de calidad del agua para la presa de Aguamilpa representa una valiosa oportunidad para incrementar el conocimiento sobre ecosistemas limnéticos tropicales, ya que el generado hasta ahora en México y en otras partes del mundo es aun materia de investigación (Dortch, 1995; Dasic, y Djordjevic, 2002; Arabi y Govindaraju, 2004). En este sentido, la presente propuesta de investigación es de alta influencia en la gestión integral de los recursos hídricos en México, ya que facilitará el desarrollo de estrategias para la generación de la información y los instrumentos necesarios para una posterior implementación de un sistema efectivo de planificación y manejo de cuencas hídricas tropicales.

1.3. Área de estudio.

1.3.1. Cuenca del río Santiago.

La localización, los límites y la extensión geográfica de la cuenca del río Santiago, y de sus respectivas cuencas y subcuencas hidrológicas, se presentan en la Figura 1.1, con base en la información y estudios técnicos realizados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía. La cuenca del río Santiago se localiza en la región hidrológica No. 12 y comprende un área de 76,720 km² (DOF, 2006).

El sistema hidrológico está constituido por el río Santiago que es la corriente principal; sus principales afluentes aportadores son los ríos: Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota. Para su estudio la cuenca se ha subdividido administrativamente en seis subregiones hidrológicas e hidrográficamente en 33 subcuencas (DOF, 2006). Las regiones hidrológicas que en particular adquieren mayor importancia para propósitos del presente trabajo son las cuencas del río Santiago-Aguamilpa y la del río Huaynamota.

Hoy en día existen 15 presas en operación a lo largo del río Santiago, cuatro de ellas clasificadas como grandes presas: Santa Rosa, La Yesca, El Cajón y Aguamilpa, Asimismo, se encuentra aun en planes de construcción la presa de Arcediano, la cual se utilizará para aumentar la capacidad de abastecimiento de agua para la zona metropolitana de Guadalajara.

1.3.2. Cuenca del río Santiago-Aguamilpa.

Esta subcuenca se ubica al oeste del estado de Nayarit insertada dentro de la cuenca del río Santiago, cuenta con una superficie aproximada de 6,350 km², lo que equivale al 8.3% de la superficie total de la cuenca del río Santiago. El área de la cuenca es drenada por una serie de corrientes, intermitentes y perennes, sobresaliendo la del río Grande de Santiago que a la vez sirve como límite político-administrativo entre Jalisco y Nayarit. Cabe destacar que en el curso final del río Santiago, antes de su desembocadura con el Océano Pacífico, existen lagunas costeras y esteros que son de gran importancia por los servicios ambientales que otorgan.



Figura 1.1. Localización geográfica de la cuenca del río Santiago y de la presa de Aguamilpa.

Los principales embalses ubicados en la cuenca Santiago-Aguamilpa, son las presas Palo Verde, El Trigo, Labor de Guadalupe, Coatepec, la presa de Aguamilpa así como el lago-cráter de Santa María del Oro (INEGI, 2004). El agua superficial se destina principalmente para el uso agrícola en dos distritos de riego: Teitlán y Río Santiago; y en menor escala para usos doméstico y pecuario.

1.3.3. Cuenca del río Huaynamota.

Esta subcuenca abarca desde la confluencia de los arroyos Tempisque y Los Leones con el río Jesús María, y la confluencia del río Huajimic con el río Atengo, hasta la estación hidrométrica Huaynamota II. La cuenca del río Huaynamota se ubica en la parte Centro-Oeste de México, y tiene una superficie de aportación de 19,170 km², lo que representa un 75% de los escurrimientos en la presa de Aguamilpa.

El río Huaynamota es el principal afluente del río Santiago y forma parte importante de la presa Aguamilpa, pues su cauce descarga en ésta; cabe mencionar las aguas del río Huaynamota son limpias y se mezclan con las aguas contaminadas del río Santiago en la presa Aguamilpa (Martínez-González y Hernández, 2009).

1.3.4. Presa de Aguamilpa

La presa de Aguamilpa forma parte de la cuenca del río Santiago, y se encuentra localizada en las coordenadas 21° 50' 23.33" N y 104° 48' 09.66" W, ubicada en el borde sureste de la Sierra Madre Occidental dentro de los municipios de El Nayar y Tepic, en el centro del estado de Nayarit. Se trata de un área que presenta terrenos con relieves accidentados de origen volcánico, en etapa geomorfológica juvenil (CICCP, 1997; Rangel-Peraza, 2009).

La cortina de la presa de Aguamilpa, con una altura de 187 m, es la segunda más alta del mundo en su tipo, enrocamiento con cara de concreto (Méndez, 2006; 1993). El vaso de almacenamiento tiene un volumen total de 6,950 Mm³, que corresponde al nivel de agua máximo extraordinario (NAME), 5,540 Mm³ en el

nivel de agua máximo ordinario (NAMO) y 2,965 Mm³ en el nivel de agua mínimo ordinario (NAMINO). La superficie cubierta por las aguas es de 12,800 ha al nivel del NAME y de 10,900 ha al nivel del NAMO (CONAGUA, 1998).

Del volumen total, se tienen considerados 1,650 Mm³ para azolves (capacidad muerta), 2,575 Mm³ para la generación de energía (capacidad útil) y 1,410 Mm³ para control de avenidas. Dada su capacidad de almacenamiento, esta presa ocupa la quinta posición en relación a otras hidroeléctricas en México, después de La Angostura y Malpaso en Chiapas, Infiernillo en Michoacán y Temascal en Oaxaca (CONAGUA, 2008).



Figura 1.2. Fotografía del cauce del río Santiago.

La mayoría de las cuencas que descargan sus aguas en la presa Aguamilpa están ubicadas en zonas con precipitaciones entre 1,000 a 1,500 mm/año y entre 750 a 1,000 mm/año, predominando la zona de clima cálido subhúmedo con influencia del clima seco y semiseco (INEGI, 2006a). Los asentamientos humanos en la cuenca se encuentran concentrados en la parte sur de la cortina de la presa y son pueblos pequeños dedicados principalmente a la agricultura; a raíz de la construcción de la presa se inició la actividad pesquera en la región, originando una importante fuente de alimentación y de obtención de ingresos económicos para los pobladores (INAPESCA, 2006).

1.4. Justificación.

En general, los estudios que han permitido entender el comportamiento de las variables fisicoquímicas y biológicas de un cuerpo de agua mediante la utilización de herramientas computacionales, han sido desarrollados principalmente en cuerpos de agua localizados en latitudes templadas (Mitsch, 2008). Los modelos matemáticos de calidad del agua, una vez construidos, calibrados y validados, permiten una mejor comprensión de los mecanismos que producen las variaciones espaciales y temporales de la calidad de las aguas en su entorno natural, así como seleccionar las variables relevantes y los procesos de mayor importancia en el sistema (Alcamo y Henrichs, 2002; Song y Kim, 2009).

Dichos modelos constituyen una herramienta invaluable en la toma de decisiones para el manejo de los recursos, evaluando el resultado de las políticas de manejo y control, como por ejemplo la construcción de una presa, mediante la predicción del impacto que tendrán estas alternativas en la calidad del recurso, y en el establecimiento de políticas de prevención (Salomon, 1999; Liu *et al.*, 2008). Por otro lado, cuando se produce un problema de contaminación de aguas superficiales, como resultado del efecto de descargas puntuales o difusas, los modelos matemáticos de calidad del agua permiten evaluar el impacto relativo de cada una de las fuentes de contaminación y, de esta forma, asignar responsabilidades o costos de control más justos (Foster y McDonald, 2000; Ning *et al.*, 2001).

Hoy en día existen diversos casos de éxito en relación a la aplicación de los modelos de calidad del agua para la protección, tanto de la cantidad como la calidad, de los recursos hídricos en latitudes templadas (Wang *et al.*, 2006; Jonkergouw *et al.*, 2008). Estos estudios demuestran que la metodología empleada para la modelación de los cuerpos de agua en latitudes templadas ha alcanzado un nivel de conocimiento confiable que permite aplicarla en sistemas acuáticos en latitudes tropicales (MacKay *et al.*, 2009). Sin embargo, las condiciones climáticas y topográficas de las regiones tropicales, donde se encuentran estos cuerpos de agua, y su comportamiento térmico e hidráulico,

rompen con los esquemas limnológicos tradicionales hasta ahora conocidos (Lewis, 2000). En este sentido, la adaptación de éstas características para el desarrollo de un modelo que permita comprender de mejor forma el comportamiento de las variables fisicoquímicas y biológicas de un embalse tropical representa un reto para la limnología a nivel internacional.

Existen muchos modelos disponibles para simular la hidrodinámica y las interacciones de varios parámetros fisicoquímicos y biológicos en ríos, lagos, presas y otros cuerpos de agua (Martin y McCutcheon, 1999; Deas y Lowney, 2000; Reichert *et al.*, 2001; Nielsen, 2005; SMS, 2006; Obregón, 2008). Cada modelo de calidad del agua tiene sus características, limitaciones y requerimientos particulares. La selección del mismo depende principalmente de las características del cuerpo de agua en estudio y de las metas que se pretendan lograr. La presa de Aguamilpa, como caso de estudio, presenta una forma alargada y estrecha, con un perfil batimétrico característico de las presas construidas para el aprovechamiento de los cauces de los ríos, y muestra una variación longitudinal y vertical en sus características fisicoquímicas, y biológicas (Rangel-Peraza, 2009).

Hoy en día no existe modelo alguno desarrollado para la simulación del comportamiento de las características fisicoquímicas, biológicas y de calidad del agua en las presas en operación en el curso del río Santiago (Santa Rosa, Aguamilpa y El Cajón), que permita establecer criterios para un mejor diseño y manejo de las presas, particularmente en los proyectos que actualmente se encuentran en fase de construcción y planeación en la cuenca del río Santiago.

Dados los problemas que México enfrenta derivados de la escasez del agua (principalmente en las regiones centro y norte) y el creciente deterioro en la calidad de la misma (CONAGUA, 2005; Cotler *et al.*, 2006), es necesario fortalecer las capacidades de investigación en los diversos campos relacionados con el manejo de los recursos hídricos (OECD, 2003; Jiménez y Marín, 2005). Los conocimientos y la experiencia adquirida durante el desarrollo del presente trabajo de investigación permitirá establecer metodologías de trabajo para la generación de modelos de calidad de agua para otras presas en México, particularmente de

aquellas que ya están en operación y las que se encuentran en fase de construcción y planeación en el curso del río Santiago y su cuenca (El Cajón, La Yesca, Arcediano, El Zapotillo), lo que permitiría unificar criterios para el manejo sustentable de los recursos de esta cuenca.

1.5. Hipótesis.

El análisis del comportamiento de las principales variables fisicoquímicas de la presa de Aguamilpa, mediante el desarrollo de un modelo de cantidad y calidad del agua, permitirá conocer su situación actual y predecir su condición futura derivada de un cambio en la temperatura ambiente o en el régimen de flujo en el área de estudio.

1.6. Objetivo general.

Desarrollar un modelo de cantidad y calidad de agua en la presa de Aguamilpa a fin de generar una herramienta que permita aportar mayor conocimiento a la comprensión del funcionamiento del sistema, coadyuvando con ello a establecer políticas de manejo que permitan un mayor grado de sustentabilidad del recurso hídrico.

1.7. Objetivos específicos.

- Desarrollar un modelo batimétrico de la presa de Aguamilpa con la información existente de los modelos digitales de elevación.
- Desarrollar un modelo de balance hídrico en la presa de Aguamilpa con la información de las estaciones meteorológicas existentes en el área de estudio.
- Calibrar el modelo de balance hídrico en la presa de Aguamilpa mediante el software CE-QUAL-W2.

- Monitorear durante un año y de manera bimestral, las características fisicoquímicas, biológicas y de calidad del agua en ocho sitios de la presa de Aguamilpa.
- Desarrollar un modelo de calidad de agua calibrado y verificado para la presa de Aguamilpa basado en la información de calidad de agua monitoreada en los cursos fluviales de los ríos tributarios de la presa.
- Simular las variaciones de cantidad y calidad de agua en la presa Aguamilpa, bajo cambios naturales o inducidos en el régimen de flujo o en el uso del suelo en las cuencas tributarias, incluyendo los escenarios basados en condiciones extremas, como aquellas que se consideran se presentarán en México como resultado del cambio climático global.
- Establecer los usos esperados del recurso hídrico con base en los criterios reportados en la literatura.
- Establecer criterios para un mejor manejo de la presa de Aguamilpa.

Capítulo II

Estado del arte

Históricamente los problemas de gestión y de calidad del agua se han tratado por separado; la necesidad de considerar ambos aspectos en una estrategia común ha sido planteada por diversos autores como Thomann y Mueller (1987), Chapra (1997) y Martin y McCutcheon (1999). Para la gestión integral de los recursos hídricos en situaciones particulares se han desarrollado diversos modelos; uno de los modelos más estudiados ha sido la gestión de las presas, teniendo en cuenta aspectos de calidad del agua. Loftis *et al.* (1987) se han considerado como los pioneros en el estudio de los diferentes métodos de análisis para la gestión de este tipo de cuerpos de agua, contemplando en conjunto tanto la cantidad como la calidad de agua.

El término de modelo se le denomina al conjunto de conceptos o ecuaciones que representan una aproximación a la realidad de un fenómeno. Sin embargo, en el análisis cuantitativo y de calidad del agua existen herramientas informáticas que permiten la creación de modelos a partir de ecuaciones definidas; a pesar de que a estas herramientas de modelación también se les conoce con el nombre genérico de modelos, el *software* informático que permite la simulación de las características físicas, químicas y biológicas debería ser denominado como módulo desde un punto de vista

técnico. En este sentido, los conceptos de modelo y módulo en la presente tesis se utilizan para hacer referencia a la simulación de un cuerpo de agua.

En los últimos años debido a la gran cantidad de módulos disponibles para la modelación de la calidad del agua y a su capacidad, en función de diversos factores, han surgido algunas herramientas informáticas que, en algunos casos, son acopladas a sistemas de información geográfica los cuales realizan un pre-proceso de los datos para posteriormente hacer referencia o mandar llamar a diferentes módulos de simulación. Surge, entonces, un nuevo concepto en la modelación de cuerpos de agua denominado "plataforma de modelación" (Escobar-Sierra y Pérez-Mesa, 2009).

Por lo anteriormente citado y dada la gran diversidad de módulos existentes en la literatura, el objetivo del presente capítulo es realizar una revisión de los principales modelos disponibles para la simulación de las características de calidad de agua en los sistemas hídricos. Además de describir el estado del arte que guarda la modelación de la calidad y cantidad del agua, se describen los fundamentos de las principales ecuaciones que gobiernan la simulación de los parámetros simulados en la presente tesis, como son la temperatura y el oxígeno disuelto.

2.1. Herramientas para la modelación de la calidad del agua.

Existe una gran diversidad de módulos o herramientas de modelación de la calidad de las aguas superficiales; diferentes recopilaciones de éstos se pueden encontrar en Ambrose et al. (1996), Reichert et al. (2001) y Deas y Lowney (2000). Además, ciertas instituciones, como el *US Geological Survey*, han desarrollado portales en Internet en donde se recopilan módulos de calidad de aguas con acceso, documentación y referencias a los modelos e incluso se permite la comparación entre los mismos (USGS, 2011).

En general, el criterio de clasificación más utilizado para la modelación de la calidad y cantidad del agua es el cuerpo de agua para el cual ha sido diseñado; haciendo uso de este criterio, se puede diferenciar entre varios casos: modelos para ríos, lagos, presas, estuarios, zonas costeras y cuencas hidrológicas. Por otro lado, hay que considerar la existencia de módulos tipo elemento o caja, en donde el sistema natural se define

mediante un conjunto de elementos o cajas relacionadas. Este tipo de herramientas han sido aplicadas a todo tipo de sistemas naturales aunque frente a sistemas naturales como ríos o embalses suelen aplicarse las diseñadas específicamente para los mismos.

Otros criterios utilizados en la clasificación de las herramientas para la modelación de la calidad del agua son:

- Dimensionalidad: modelación en una, dos o tres dimensiones.
- Dinámica temporal: dinámicos, estacionarios o cuasi-estacionarios.
- Hidrodinámica: según el tipo de sistema natural.
- Enfoque: empíricos o mecanicistas.
- Constituyentes y procesos considerados.
- Tipos de datos: estocásticos o deterministas.

A continuación se desarrolla una revisión de los principales módulos disponibles para la modelación de la calidad del agua en función de los diferentes sistemas naturales. Esta clasificación se centra en ríos, lagos y presas debido a que son los que se han tenido en cuenta para desarrollar el modelo de calidad del agua del presente trabajo.

2.1.1. Ríos.

El módulo QUAL2E (Brown y Barnell, 1987), desarrollado por la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (USEPA), es uno de los más conocidos y utilizados en la modelación de la calidad de agua de los ríos. Permite la modelación de la temperatura, oxígeno disuelto (OD), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), nutrientes y fitoplancton. Asume la hipótesis de unidimensionalidad y considera los procesos físicos de convección y dispersión. Aunque la hidráulica es estacionaria, permite la modelación del efecto de la variación horaria y de la radiación sobre la dinámica de los parámetros de calidad de agua. Otras de las características que incluye el modelo son:

- Posibilidad de calcular el incremento de caudal necesario para alcanzar un especificado nivel de oxígeno disuelto.
 - Permite la incorporación de fuentes difusas al sistema.
-
-

- Tiene incorporado un módulo para realizar análisis de sensibilidad e incertidumbre mediante el método de Monte Carlo.

Aunque ha sufrido pocas modificaciones desde la versión de 1987 sigue siendo una de las herramientas más utilizadas para la modelación de la calidad del agua en ríos.

Algunas de sus limitaciones son:

- No permite la modelación de condiciones hidráulicas o de vertido dinámicas.
- No permite modelar tramos de ríos con gran influencia de macrófitos acuáticos.
- No toma en cuenta la inhibición de la degradación de materia orgánica en condiciones anóxicas.

Otro de los módulos más utilizados para la modelación de la calidad del agua en ríos es el CE-QUAL-RIV1 (Environmental Laboratory, 1995). Esta herramienta permite realizar una modelación hidráulica unidimensional, no estacionaria y permite incluir diferentes elementos hidráulicos estructurales. La diferencia entre la modelación de los parámetros de calidad de agua con respecto al QUAL2E es que incorpora el efecto de dos micronutrientes el hierro y el manganeso, y que las algas no se consideran como constituyente sino sólo su efecto junto con el de las macrófitas.

Los módulos que se desarrollan en la actualidad presentan una mejora en la interfaz del modelador y entre los avances científicos implementados, se destaca lo siguiente: incorporan el ciclo de sílice, consideran varias clases de algas, pH y metales. Además suelen mejorar la modelación de los sedimentos, incluyendo los procesos biológicos en los mismos. Entre las últimas herramientas desarrolladas se pueden encontrar: ATV (ATV, 1996), Duflow (Aalderink *et al.*, 1995), CE-QUAL-ICM (Cercó y Cole, 1995) y RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001). Una de las desventajas de gran parte de los módulos de última generación es la gran cantidad de datos necesarios para la modelación; la mayoría de ellos intentan solucionar este problema mediante la modelación articulada de los procesos. El problema de la disponibilidad de datos, se agudiza en el caso de simular estados no estacionarios.

El módulo RWQM1 presenta un enfoque diferente a los modelos tradicionales (Reichert *et al.*, 2001); este módulo es una adaptación del módulo para la simulación de lodos

activados denominado ASM1 (Henze *et al.*, 1987). En el ASM1 el planteamiento del modelo pasa por la simulación detallada de los procesos bacteriológicos. El módulo tiene como objetivo el atenuar algunos problemas comunes a los tradicionales modelos de calidad de sistemas naturales, como son:

- La mayoría de modelos basan la modelación del OD en la DBO como principal variable de estado, cuando realmente, la DBO no incluye toda la materia orgánica biodegradable.
- En general, la mayor parte de los modelos no toman en cuenta, o lo hacen de una forma muy pobre, los flujos de materia bentónicos.
- Debido a lo anterior, los modelos tradicionales no cierran los ciclos de balances de masas.

El módulo desarrollado por Reichert *et al* (2001) intenta mejorar todas estas deficiencias, considerando un mayor detalle entre la columna de agua y los sedimentos, así como intentando considerar los ciclos de los elementos como el carbono, oxígeno, nitrógeno y fósforo. Para ello, el módulo se basa en la modelación de la composición elemental de los organismos y la estequiometría de los procesos bioquímicos. Con este fin se consideran 24 componentes y 23 procesos, algunos de los cuales se enumeran a continuación:

- Crecimiento aeróbico de organismos heterótrofos.
- Respiración endógena aeróbica.
- Crecimiento anaeróbico de organismos heterótrofos.
- Respiración endógena anaeróbica de organismos heterótrofos.
- Crecimiento de nitrificadores de primera etapa.
- Crecimiento de nitrificadores de segunda etapa.
- Crecimiento de las algas.
- Consumo de algas por depredadores.
- Equilibrio químico entre diferentes compuestos.

- Adsorción del fosfato.
- Desorción del fosfato.

Debido a la gran cantidad de procesos considerados y su complejidad, los autores proponen una aplicación del módulo teniendo en cuenta sólo los mecanismos importantes, dependiendo de la tipología del río y el objetivo a alcanzar. Cabe destacar que el plantear un modelo únicamente con procesos básicos, para tener un mayor conocimiento de los procesos que se están dando y las constantes que los rigen, no representa una complejidad menor en la modelación ya que existen otros factores que se enmascaran durante el proceso de calibración.

2.1.2. Lagos y presas.

La herramienta CE-QUAL-R1 (Environmental Laboratory, 1995) permite la modelación de presas; la modelación consiste en un conjunto de capas horizontales en donde la mezcla es completa en cada una de las capas. Este módulo permite la modelación de la temperatura y múltiples parámetros como son: nutrientes, oxígeno disuelto, fitoplancton, zooplancton, pH, detritus, alcalinidad y metales, entre otros. La distribución de las entradas a la presa en cada capa, se hace en función a la densidad del agua, mientras que las salidas del embalse pueden realizarse desde diferentes capas, de forma específica o estimada por el modelo, en función de la temperatura de salida deseada.

Otra herramienta desarrollada por la USACE (US Army Corps of Engineers), al igual que en el caso anterior, es CE-QUAL-W2 (Cole y Wells, 2005). Esta herramienta permite la modelación bidimensional de las presas con lo que se pueden modelar longitudinal y verticalmente los parámetros de calidad de agua. Además de la temperatura, el módulo permite la simulación de la DBO, oxígeno disuelto, nutrientes, algas y otros parámetros como son: pH, alcalinidad, sólidos suspendidos, hierro y coliformes. Debido a su capacidad, también ha sido utilizado para la modelación de ríos y estuarios. El modelo hidrodinámico permite la consideración de un régimen no estacionario.

La herramienta BETTER (*Box Exchange Transport Temperature Ecology Reservoir*) (Bender *et al.*, 1990) en lagos, permite la modelación bidimensional de la temperatura,

OD, nutrientes, pH y la biomasa de algas. Este módulo permite toma en cuenta la estratificación térmica, así como la influencia de los procesos de convección de entradas y salidas del caudal.

2.1.3. Plataformas de modelación.

El desarrollo de herramientas de modelación para ecosistemas lóticos o lénticos es escasa, mucho menor ha sido el desarrollo de herramientas para la modelación conjunta de gestión y calidad de sistemas hídricos. En algunos casos se ha incorporado un módulo de calidad sobre un módulo de gestión previamente desarrollado; en otros casos, se ha creado una aplicación informática para conectar un módulo de gestión con otro de calidad.

Existen dos módulos destacables que permiten la modelación conjunta de ríos y lagos o ríos y presas. Estos son: HEC5 (USACE-HEC. 1986a), WQRRS (USACE-HEC. 1986b) y MODISM (Weiss *et al.*, 1997) La herramienta HEC5 simula la gestión de sistemas hídricos; aunque este módulo es uno de los que mejor trata la modelación conjunta presenta serios inconvenientes al aplicarlo, entre los que destacan:

- La modelación de la temperatura es indispensable lo que requiere una serie de datos meteorológicos en diversos puntos de la cuenca. Esto suele ser un problema ya que no se suelen disponer de series de datos meteorológicos en todos los puntos necesarios.
- La complejidad del modelo hidráulico y de calidad sin una base modular de la herramienta obliga a tener una gran cantidad de datos como condición necesaria para su modelación.
- La introducción de los datos consiste en el desarrollo de archivos de texto sin que exista ninguna interfaz de ayuda; este hecho junto a la cantidad de datos que se introducen, hace que el proceso de creación de un sistema sea muy laborioso.

Por otra parte, la aplicación del modelo WQRRS (USACE-HEC, 1986b) permite la modelación de la calidad en sistemas de recursos hídricos en tramos de ríos y hasta en

diez embalses. El WQRRS permite una modelación de aspectos ecológicos ya que, entre los constituyentes a modelar se encuentran: la temperatura, tres tipos de peces, insectos acuáticos, animales bentónicos, zooplancton, dos tipos de fitoplancton, algas bentónicas, detritus y nutrientes, entre otros. Aunque los dos modelos son parecidos, el HEC5Q está más enfocado a cuestiones hidrodinámicas y de calidad del agua, mientras que WQRRS permite el desarrollo de modelos más orientado a aplicaciones con un enfoque ecológico.

Finalmente, entre los modelos más destacables se menciona el módulo MODSIM, el cual fue diseñado para la planificación y gestión de sistemas hídricos incluyendo el uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas. Este módulo incluye un algoritmo de optimización que, a diferencia del HEC5Q, no obliga al usuario a definir la asignación final del recurso.

El MODISM ha sido aplicado en casos específicos, entre los que se encuentran: la cuenca del río Grande (Graham *et al.*, 1986), la parte alta del río Colorado (Law y Brown, 1989), la parte baja del río Nilo (El-Beshri y Labadie, 1994) y la cuenca del río Gunnison (Weiss *et al.*, 1997). La herramienta MODSIMQ (de Azevedo, 1993) es una aplicación informática desarrollada para la conexión del modelo de simulación de recursos hídricos de redes de flujo MODSIM, con el módulo de calidad para ríos QUAL2E.

2.1.4. Modelación tipo Caja.

Otro tipo de herramientas de modelación de la calidad, son aquellas enfocadas a la modelación de cualquier sistema acuático natural mediante la definición de cajas o elementos interconectados y suelen ser utilizadas en sistemas complejos como los estuarios, lagos o ríos en donde interesa estudiar el comportamiento bidimensional o tridimensional del sistema. Entre las más utilizadas destacan el modelo WASP (*Water Quality Analysis Simulation Program*) (Ambrose *et al.*, 1996; Wool *et al.*, 2001) y el EXAMSII (Burns, 1990).

El programa informático WASP está diseñado para modelar el ecosistema acuático de interés mediante elementos diferenciados, y permite analizar el sistema en una, dos o

tres dimensiones. Cada elemento puede definirse como hipolimnion, epilimnion, capa béntica superior e inferior. El programa incluye dos submodelos EUTRO y TOXI5. EUTRO está diseñado para el análisis de la eutrofización y permite la modelación en varios niveles de complejidad para los nutrientes, fitoplancton, carbono orgánico total y oxígeno disuelto. Por otra parte, TOXI5 permite la modelación de hasta tres componentes químicos, con relación o no entre ellos, además de procesos biogeoquímicos a nivel de los sedimentos. La parte hidráulica se suministra directamente como dato o se modela con el preprocesador DYNHYD5 (Ambrose *et al.*, 1996). Los constituyentes que se pueden modelar son: temperatura, salinidad, coliformes, nitrógeno, DBO, algas, fósforo, sílice, oxígeno disuelto, sedimentos cohesivos y no cohesivos, pesticidas y compuestos tóxicos.

Por otra parte el EXAMSII, de menor aplicación, permite la modelación de compuestos orgánicos sintéticos incluyendo pesticidas y materiales industriales, entre otras. Además, puede realizar simulaciones tanto en régimen estacionario como en condiciones dinámicas considerando hasta tres dimensiones.

2.2. Fundamentos en la modelación de los parámetros convencionales.

La concepción asociada a ciertos parámetros de calidad de agua como convencionales se debe, a lo largo de la historia, a su consideración en la modelación de los ecosistemas hídricos; entre estos se definen la temperatura, el oxígeno disuelto, los microorganismos coliformes, la salinidad y los parámetros relacionados con los procesos de eutrofización como son el nitrógeno, fósforo y biomasa algal. Además, las herramientas de modelación permiten simular sustancias conservativas y no conservativas; las primeras se representan con gran sencillez en la simulación, puesto que la cantidad de materia permanece constante en el tiempo y la distancia, al no intervenir en reacciones que modifiquen su estado químico o físico, y se resuelven por medio de un simple balance de materia de cada punto o segmento donde haya extracción o incorporación de agua.

Los parámetros no conservativos son los que modifican su estado inicial por intervenir en reacciones biológicas o en ciclos bioquímicos. Presentan complicaciones y menor

precisión al ser simulados, puesto que sus tasas de cambio, normalmente son aproximaciones a las condiciones reales, ya que se asumen condiciones de estado estacionario. Su comportamiento se representa con ecuaciones de primer orden y, por necesidades de simplificación, no siempre se toman en cuenta todos los mecanismos que intervienen en su evolución. Por ello, deberá tenerse en cuenta que los resultados de una simulación de este tipo de parámetros van a diferir, en cierta medida, de las condiciones observadas en el ecosistema acuático en estudio.

2.2.1. Selección del modelo a utilizar.

Los modelos de simulación de calidad de agua representan poderosas herramientas de planificación del recurso hídrico con miras a su conservación y aprovechamiento sustentable dentro del marco de las actuales políticas mundiales. En este sentido, los responsables de formular planes de manejo están obligados a contar con herramientas técnicas para la toma de decisiones, a fin de expedir normas más restrictivas frente al uso indiscriminado del recurso.

En la presente tesis se tenían dos opciones para desarrollar el modelo de calidad del agua: crear un modelo propio con algoritmos que describan adecuadamente los procesos físicos, químicos y biológicos al interior de la presa, o bien adaptar uno ya desarrollado cuyos algoritmos incorporados describan de forma aceptable los procesos al interior del sistema. La primera opción tiene como ventaja su precisión, pues los algoritmos son obtenidos a partir de la observación directa y datos reales disponibles; sin embargo, su desventaja es el empleo de recursos (humanos, físicos y económicos) en los procesos de observación, experimentación, formulación matemática, programación y operación.

La segunda alternativa, si bien puede no ser la más precisa, tiene la ventaja del ahorro de recursos en su implementación. Esta fue la opción preferida, pues el módulo de simulación fue modificado de tal forma que los procesos fisicoquímicos y biológicos que ocurren en el cuerpo de agua son descritos de manera satisfactoria y se adaptan a las necesidades existentes. Esto se puede llevar a cabo mediante la modificación de sus algoritmos y codificación.

El primer paso en el modelado de un sistema hídrico es, por lo general, la selección del modelo adecuado; esta tarea debe realizarse en función a los objetivos iniciales planteados, a las prioridades de simulación y de la información disponible. Durante la selección del modelo, se deben establecer algunas condiciones mínimas para asegurar que el modelo elegido será el adecuado; se hace indispensable, entonces, conocer cómo se comporta el cuerpo de agua en estudio ante varias situaciones como por ejemplo, la variación estacional del régimen hidrológico o las características hidrodinámicas del sistema.

El modelo seleccionado debe tener la capacidad de simular los parámetros convencionales de calidad de agua y ser flexible, es decir, debe poder adaptarse a diferentes condiciones. También se debe tomar en cuenta su aplicabilidad, por lo que se debe dar preferencia a los módulos que hayan sido empleados en regiones similares a la de aplicación del modelo.

La simplicidad en su ejecución y precisión en sus resultados debe ser un criterio de selección imprescindible, ya que un modelo con entradas de datos o procesos demasiados complejos, no necesariamente es más preciso. El modelo también debe ser viable económicamente, ya que no se justifica hacer una gran inversión para un programa que tendría casi los mismos resultados de un programa más económico.

Finalmente, debido a la cantidad de modelos de simulación disponibles a nivel internacional, el proceso de selección del modelo puede ser costoso y engorroso. Por tal razón, es mejor discutir con especialistas los programas que tienen mayor aplicación y que hayan dado buenos resultados con la finalidad de reducir el tamaño de la búsqueda; la discusión y confrontación de las características de los programas que han sido empleados para la modelación de cuerpos de agua naturales es una tarea obligada durante el proceso de selección del modelo.

En el caso particular de la presente tesis, la selección del modelo se basó en las características del cuerpo de agua en estudio y de los objetivos que inicialmente se establecieron en el capítulo I; el embalse de Aguamilpa, como caso de estudio, presenta una forma alargada y estrecha, con un perfil batimétrico característico de los embalses artificiales que resultan de la construcción de presas para el aprovechamiento

de los cauces de los ríos, y muestra una variación longitudinal y vertical en sus características fisicoquímicas y biológicas (Rangel-Peraza *et al.*, 2009a). Dadas estas características, se seleccionó el modelo CE-QUAL-W2 para simular la calidad del agua del embalse. CE-QUAL-W2 es uno de los modelos más conocidos y utilizados en la simulación de la calidad de agua de los embalses, de forma tal que los resultados obtenidos podrán ser comparados con otros modelos desarrollados con el mismo módulo de simulación. Este módulo permite la modelación bidimensional de embalses estrechos, como lo es Aguamilpa, con lo que se puede simular longitudinal y verticalmente las características fisicoquímicas, biológicas y de calidad de agua bajo un régimen no estacionario (Cole y Wells, 2005).

2.2.2. Desarrollo del modelo de calidad de agua.

La metodología para el desarrollo del modelo de calidad de agua está definida por el modelo seleccionado; la Figura 2.1 muestra un diagrama de la metodología para el desarrollo de un modelo de calidad del agua en CE-QUAL-W2.

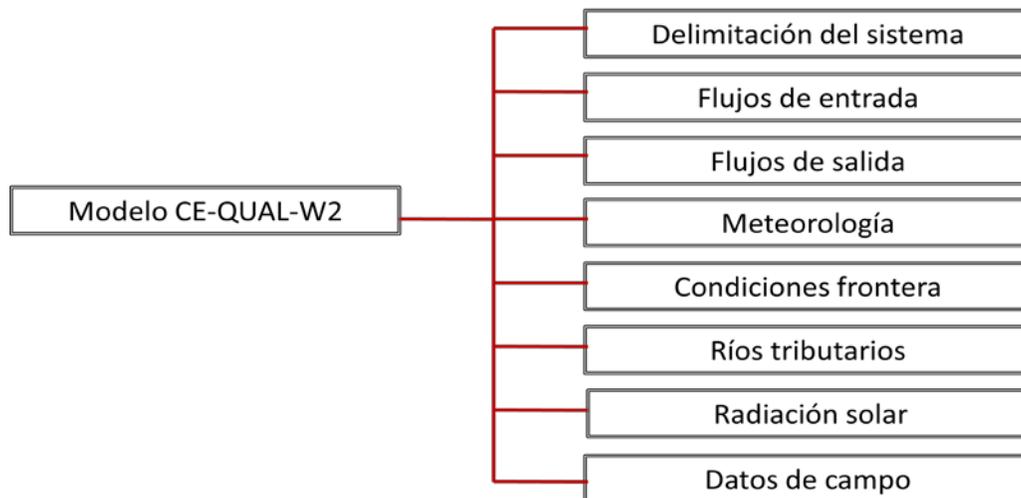


Figura 2.1. Elementos necesarios para el desarrollo del modelo CE-QUAL-W2

De acuerdo con esta metodología, previo a los esfuerzos de modelación es indispensable realizar la delimitación del sistema; en este caso, se deben definir las fronteras del sistema y posteriormente los segmentos que presenten características hidráulicas uniformes. Cada tramo se divide a su vez en elementos computacionales de igual longitud. En este sentido, se consideran siete tipos de elementos: elemento inicial,

elemento estándar, elemento situado aguas arriba de una confluencia, elemento de confluencia, elemento final en el sistema, elemento de entrada o tributario y elemento de salida o aprovechamiento.

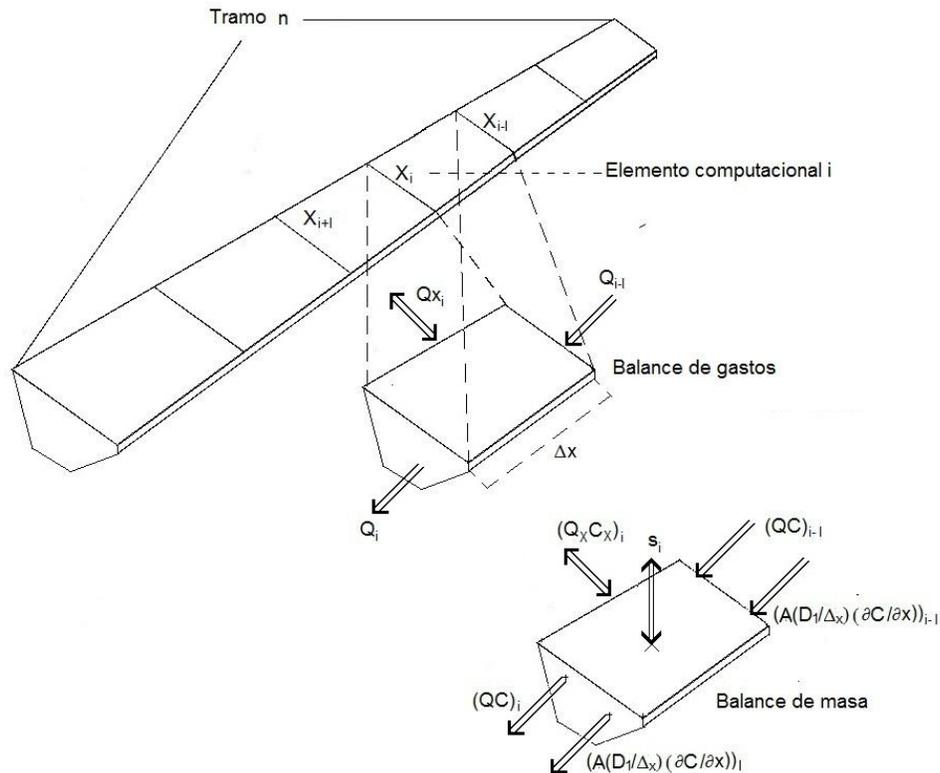


Figura 2.2. Elemento diferencial de la corriente.

Los tramos del río, que se representan como conjuntos de elementos, son la base de la entrada de datos. Para todos los elementos computacionales dentro de un tramo, tanto los datos hidráulicos como los coeficientes de velocidad de reacción, condiciones iniciales e incrementos de flujos, se consideran constantes. Por tanto, el modelo está constituido por un conjunto de subrutinas, en donde cada una realiza cálculos específicos de los fenómenos involucrados, mediante la solución de ecuaciones diferenciales a través de métodos numéricos y generan o reproducen las condiciones que se presentarían a lo largo de los ríos que conforman el sistema, es decir, los perfiles de concentración de los parámetros de calidad de agua de acuerdo a las condiciones ambientales y los escenarios propuestos.

El modelo calibrado representa una potente herramienta para simular el comportamiento hidrológico y de las características de calidad del agua; sin embargo, el proceso de calibración del modelo implica la generación de un esquema o prototipo del sistema que involucre una idealización gráfica del cuerpo de agua, a través de la descripción de las propiedades geométricas que se van a modelar y la identificación de las condiciones frontera y la interrelación entre las diversas partes del prototipo.

El proceso conlleva a la división del prototipo en elementos discretos de un tamaño compatible con los objetivos para los que el modelo debe servir, definiendo estos elementos de acuerdo a reglas geométricas simples y considerando el modo en que se conectan física o funcionalmente. La Figura 2.2 muestra un tramo de la corriente (n) que ha sido dividida en segmentos o elementos computacionales de longitud Δx . Para cada elemento en el balance hídrico se considera el flujo de entrada aguas arriba del elemento (Q_{i-1}), las fuentes externas o de aprovechamiento (Q_{xi}) y el flujo saliente (Q_i) a través del elemento a modelar.

De manera similar, para este elemento en particular, se puede escribir un balance de materiales para cualquier componente C . En el balance de materiales se considera tanto transporte de masa (QC), como dispersión $\left(A \frac{DL}{\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x}\right)$, conforme la masa se desplaza a lo largo del eje de la corriente. La masa puede salir o entrar al sistema vía fuentes y aprovechamientos externos ($Q_x C_x$), y también puede representar una salida o entrada por fuentes internas (S_i).

La corriente se conceptualiza como una cadena de reactores (elementos computacionales) que están ligados secuencialmente, uno a otro, vía los mecanismos de transporte y dispersión. Los grupos secuenciales de estos reactores se definen como tramos, en los cuales los elementos computacionales tienen las mismas propiedades hidrogeométricas (pendiente de la corriente, sección transversal del canal, rugosidad, entre otros) y las mismas constantes biológicas (tasa de consumo de oxígeno (DBO), tasa de fuentes bentónicas, tasa de sedimentación de algas, entre otras). En la Figura 2.3 se muestra una representación conceptual de una corriente con el agrupamiento de segmentos y elementos computacionales.

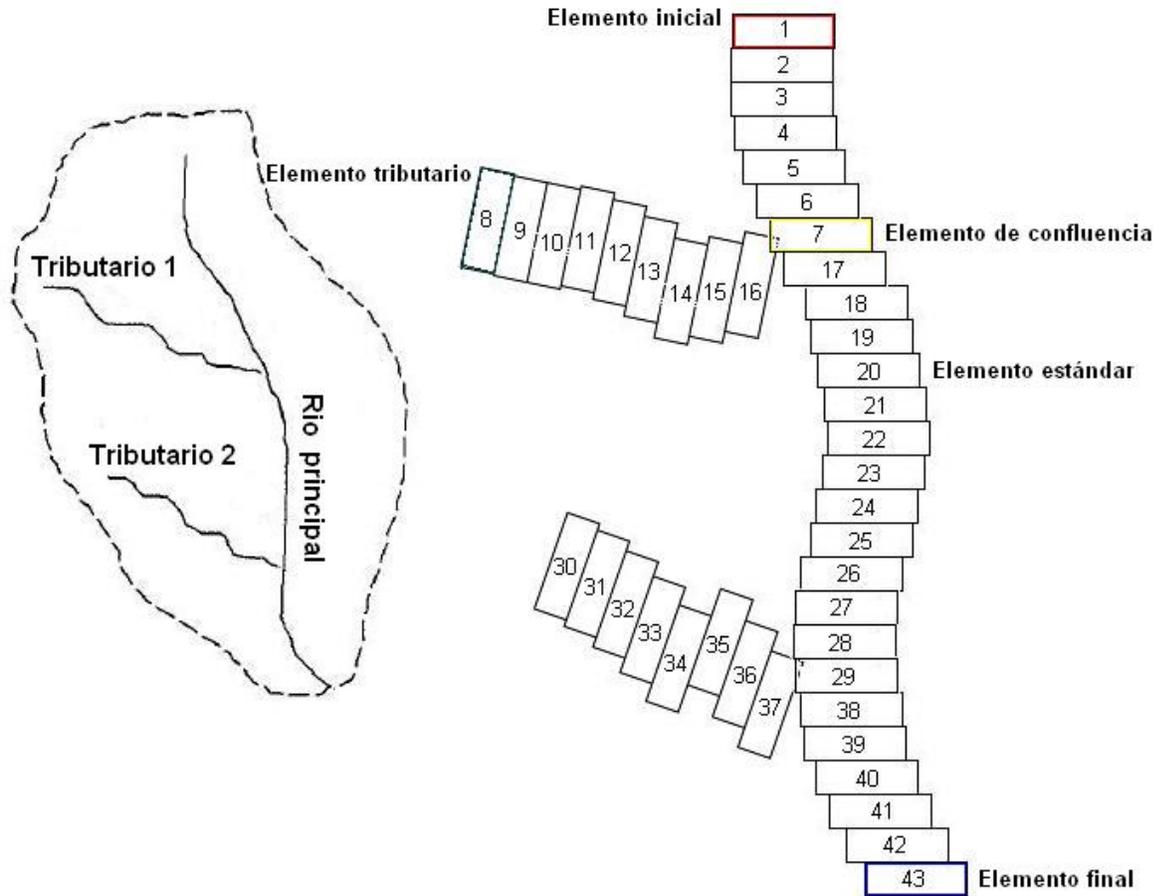


Figura 2.3. Ejemplo de la división de la corriente en elementos computacionales y segmentos.

La ecuación básica del modelo es la ecuación de transporte de masa (ecuación 2.1), que se integra numéricamente en tiempo y espacio para cada parámetro de calidad del agua. Esta ecuación incluye los efectos de convección, dispersión, dilución, reacciones de los componentes e interacciones, así como las fuentes externas y salidas del sistema. Para todo componente C , esta ecuación puede escribirse como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial(A_x \mu C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S \quad (2.1)$$

Donde:

M es la masa (g).

x es la distancia (m).

t es el tiempo (d)	D_L es el coeficiente de dispersión (m^2d^{-1})
C representa la concentración ($g\ l^{-1}$)	μ es la velocidad media ($m\ d^{-1}$)
A_x es el área de sección transversal (m^2)	S son entradas y salidas ($g\ d^{-1}$)

Dado que $M = VC$, entonces,

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(VC)}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (2.2)$$

Donde

$V = A_x dx$ representa el incremento del volumen (m^3)

Del balance hídrico se determina el flujo de corriente, por lo que la ecuación 2.2 resulta:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (2.3)$$

Por lo que combinando las ecuaciones 2.1 y 2.3, se obtiene que,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{A_x \partial x} dx - \frac{\partial(A_x \mu C)}{A_x \partial x} dx + \frac{dC}{dt} + \frac{S}{V} \quad (2.4)$$

Los términos del lado derecho de la ecuación representan, respectivamente, la dispersión, convección, cambios en los componentes y las entradas y salidas del sistema. El término $\frac{dC}{dt}$ se refiere sólo a cambios en los componentes como aumento y consumo, y no deben confundirse con el término $\frac{\partial C}{\partial t}$, el cual representa el gradiente local de concentraciones. Los cambios que ocurren a los componentes individuales o partículas son independientes de la convección, dispersión y de las entradas y salidas y están definidos en función al parámetro a modelar.

2.2.3. Hidráulica de la corriente.

El módulo considera que el régimen hidráulico de la corriente se encuentra en estado no estacionario, por lo que es necesario realizar un balance hídrico. El balance hídrico para un elemento computacional puede escribirse como:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right) = (Q_x)_i \quad (2.5)$$

Donde $(Q_x)_i$ es la suma de las entradas y salidas de agua para dicho elemento. El balance hídrico de la presa de Aguamilpa se describe en el siguiente capítulo de la tesis.

Una vez que la ecuación 2.5 se ha resuelto para Q , otras características hidráulicas de los segmentos de la corriente pueden determinarse con ecuaciones de la forma:

$$\mu = aQ^b \quad (2.6)$$

$$A_x = Q/\mu \quad (2.7)$$

$$d = \alpha Q^\beta \quad (2.8)$$

Donde a , b , α y β son constantes empíricas, y d es la profundidad de la corriente. Si las propiedades de la sección transversal del segmento de la corriente están disponibles como una función de la profundidad, d y μ pueden obtenerse como una función de la descarga mediante la resolución de la ecuación de Manning:

$$Q = \frac{1.486}{n} A_x R_x^{2/4} S_e^{1/2} \quad (2.9)$$

Donde:

A_x es el área de sección transversal del canal (ft²)

R_x es el radio hidráulico efectivo medio (ft)

n es el coeficiente de rugosidad de Manning (ver Tabla 2.1)

S_e es la pendiente de la línea del gradiente de energía (adimensional)

Q es el caudal (ft³/s).

Tabla 2.1. Valores del coeficiente de rugosidad de Manning.

Tipo de río o canal	Coefficiente de rugosidad de Manning (n)
Bien definidos y rectos	0.025 – 0.030
Sinuosos con remansos y bancos arenosos	0.033 – 0.040
Muy débil, sinuoso y grande	0.075 – 0.150
Aluviales, bien definidos y rectos	0.031 $d^{1/6}$

La dispersión es un mecanismo de transporte convectivo, por lo que este término es utilizado para el transporte asociado con la variación espacial de la velocidad promedio, mientras que el término difusión se reserva para el transporte asociado con las fluctuaciones en la velocidad promedio en el tiempo. Taylor (1954) obtuvo una ecuación predictiva para el coeficiente de dispersión longitudinal (D_L) en tubos rectos largos:

$$D_L = 10r_0\mu^* \quad (2.10)$$

Donde r_0 es el radio del tubo y μ^* es la velocidad cortante promedio, en ft s⁻¹, definida como:

$$\mu^* = \sqrt{\tau_0/\rho} \quad (2.11)$$

Donde:

τ_0 es el esfuerzo cortante en la frontera (lb ft^{-2})

ρ es la densidad del fluido ($\text{lb s}^2 \text{ft}^{-4}$)

Algunos trabajos han intentado modelar utilizando la ecuación de Taylor para los flujos de las corrientes, sin embargo tales aplicaciones son sólo aproximaciones debido a la diferencia de velocidades en el flujo. Elder (1959) consideró que solo el gradiente de velocidad vertical es importante en el flujo de la corriente, por lo que desarrolló una expresión análoga a la de Taylor:

$$D_L = K d\mu^* \quad (2.12)$$

Otras investigaciones han obtenido expresiones similares para D_L y han demostrado que es sensible a los perfiles de velocidad lateral. La ecuación de Elder, sin embargo, funciona adecuadamente en situaciones donde el canal no es demasiado amplio. Para canales amplios, Fisher (1964) demostró que la razón de la mitad del ancho entre la profundidad es la escala dominante y que, por lo tanto, es importante para la definición del coeficiente de dispersión longitudinal. Las ecuaciones 2.10 y 2.12 pueden escribirse en términos de la ecuación de Manning y otras variables características para el flujo en canales. Por ejemplo, el flujo en un canal abierto viene dado por:

$$\mu^* = C_H \sqrt{RS_e} \quad (2.13)$$

Donde

C_H es el coeficiente de Chezy

R es el radio hidráulico

El coeficiente de Chezy está dado por:

$$C = \frac{R^{1/6}}{n} \quad (2.14)$$

Donde n es el coeficiente de rugosidad de Manning anteriormente citado en la Tabla 2.1.

Por otro lado, S_e es la pendiente del gradiente de energía y está dado por:

$$S_e = \left[\frac{\mu n}{1.486R^{2/3}} \right]^2 \quad (2.15)$$

Sustituyendo las ecuaciones 2.15, 2.16 y 2.17 en la ecuación 2.14 y transformando $R = d$ para un canal amplio se obtiene la expresión:

$$D_L = 3.82 K n \mu d^{5/6} \quad (2.16)$$

Las expresiones antes mencionadas son las más comúnmente utilizadas en el modelo para simular las características hidráulicas de una presa.

2.2.4. Modelación de la temperatura.

En general, la modelación de la temperatura del agua en sistemas naturales se realiza mediante el planteamiento del balance térmico. Se parte de la definición general de calor sensible, donde:

$$H = V\rho C_p T \quad (2.17)$$

Donde:

V es el volumen de la presa (m^3)

ρ es la densidad del agua ($kg\ m^{-3}$)

C_p es la capacidad calorífica del agua ($J\ kg^{-1}\ ^\circ C^{-1}$)

T es la temperatura del agua ($^\circ C$)

Si se considera que los balances de calor siguen la ecuación general de cualquier balance de masa en términos de que la acumulación es igual a la suma de las entradas

menos la suma de las salidas de calor en función al tiempo (t), por lo que la acumulación estará dada por:

$$\frac{\Delta H}{\Delta t} = \frac{\Delta(V\rho C_p T)}{\Delta t} \quad (2.18)$$

Donde en el límite diferencial se tiene que:

$$\frac{dH}{dt} = \frac{d}{dt}(V\rho C_p T) \quad (2.19)$$

Para incrementos diferenciales muy pequeños de tiempo, puede suponerse la siguiente parametrización:

$$\frac{dH}{dt} = V\rho C_p \frac{dT}{dt} \quad (2.20)$$

Donde tanto ρ como C_p son funciones de la temperatura. La temperatura se modela realizando un balance de energía sobre cada elemento computacional en el sistema, el balance de energía toma en cuenta las entradas y pérdidas de temperatura a partir de las funciones de forzamiento, así como el intercambio de calor entre la superficie del agua y la atmósfera. La ecuación del balance de calor es muy similar a la ecuación general de balance presentada anteriormente (ecuación 2.1), por lo que se escribe como:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial T}{\partial x})}{A_x \partial x} dx - \frac{\partial(A_x \mu T)}{A_x \partial x} dx + \frac{H_N}{\rho C_p d} \quad (2.21)$$

Donde:

d es la profundidad hidráulica de la corriente (m).

H_N es el flujo de calor neto de la presa ($W m^{-2}$).

Para un sistema natural el flujo neto de energía se puede estimar de la siguiente forma:

$$H_N = H_{sol} + H_{atm} - H_{WR} - H_C - H_E \quad (2.22)$$

Donde:

H_{sol} es el flujo de radiación de onda corta sobre la superficie de la presa ($W m^{-2}$).

H_{atm} es el flujo de radiación infrarroja del vapor de agua de la atmósfera ($W m^{-2}$).

H_{WR} es la radiación reflejada desde la superficie del agua de la presa (radiación de onda larga) ($W m^{-2}$).

H_C es el flujo de calor debido a los efectos de conducción y convección debidos a la acción del viento sobre la superficie de la presa ($W m^{-2}$).

H_E es el flujo de calor debido a los efectos de evaporación y condensación en la superficie de la presa ($W m^{-2}$).

Cada uno de los términos de la ecuación anterior se calcula a partir de las siguientes expresiones, comenzando por el flujo de radiación solar directa sobre la superficie de la presa, según Twidell y Weir (2006):

$$H_{sol} = \tau_{cnb} H_{sol,0} \quad (2.23)$$

En la ecuación anterior, la radiación solar directa sobre la atmósfera de la Tierra (radiación de onda corta, H_{sol}) se calcula según D'Urquiza-Díaz (comunicación personal, 2010):

$$H_{sol,0} = \frac{G_{sc}}{\pi} \left(1 + 0.033 \cos \left[\left(\frac{360}{365} \right) \left(\frac{\pi}{180} \right) n \right] \right) \left(\cos \left[\left(\frac{\pi}{180} \right) \phi \right] \cos \left[\left(\frac{\pi}{180} \right) \delta \right] \sin \left[\left(\frac{\pi}{180} \right) \omega \right] \right. \\ \left. + \omega \left[\left(\frac{\pi}{180} \right) \right] \sin \left[\left(\frac{\pi}{180} \right) \phi \right] \sin \left[\left(\frac{\pi}{180} \right) \delta \right] \right) \quad (2.24)$$

Donde a su vez:

$$\delta = 23.45^\circ \sin \left[\left(\frac{360^\circ}{365} \right) \left(\frac{\pi}{180^\circ} \right) (284 + n) \right]$$

(2.25)

$$\omega = \left| \text{ArcCos} \left[-\text{Tan} \left(\frac{\pi}{180} \phi \right) \text{Tan} \left(\frac{\pi}{180} \delta \right) \right] \left(\frac{180}{\pi} \right) \right|$$

(2.26)

Siendo,

G_{sc} una constante solar (con un valor de $1,366 \text{ W m}^{-2}$).

n el número del día del año, día Juliano (d).

ϕ la latitud geográfica respecto del ecuador terrestre, positiva en el hemisferio norte y negativa en el sur ($-90^\circ \leq \phi \leq 90^\circ$).

δ la declinación solar, alcanzando su valor máximo en el solsticio de verano (23.45°) y mínimo en el solsticio de invierno (-23.45°).

ω el valor absoluto del ángulo de salida y puesta del sol con respecto a la vertical ($^\circ$ grados).

Las Ecuaciones 2.24, 2.25 y 2.26 fueron intencionalmente escritas de esa forma a fin de que las funciones trigonométricas sean evaluadas en radianes, pero con las unidades de los ángulos en grados. Por otro lado, n se calcula de acuerdo a lo expuesto en la Tabla 2.2 a continuación.

Tabla 2.2. Cálculo del número del día juliano n .

Mes	n	Mes	n
Enero	$n = 1$	Julio	$n = i + 181$
Febrero	$n = i + 31$	Agosto	$n = i + 212$
Marzo	$n = i + 59$	Septiembre	$n = i + 243$
Abril	$n = i + 90$	Octubre	$n = i + 273$
Mayo	$n = i + 120$	Noviembre	$n = i + 304$
Junio	$n = i + 151$	Diciembre	$n = i + 334$

Además, la transmitancia se calcula según el Modelo de Hottel (Florschuetz, 1979; Loutzenhiser *et al.*, 2007): Los parámetros de elevación de la superficie de la presa en el Modelo de Hottel se estiman a partir de:

$$\tau_{cnb} = a_0 + a_1 e^{(-a_k) \left[\frac{1}{\left(\cos\left[\left(\frac{\pi}{180}\phi\right)\right] \cos\left[\left(\frac{\pi}{180}\delta\right)\right] \sin\left[\left(\frac{\pi}{180}\omega\right)\right] + \omega \left[\left(\frac{\pi}{180}\right)\right] \sin\left[\left(\frac{\pi}{180}\phi\right)\right] \sin\left[\left(\frac{\pi}{180}\delta\right)\right] \right)} \right]} \quad (2.27)$$

Donde:

τ_{cnb} es la transmitancia atmosférica para la radiación solar directa (adimensional).

a_0 es el primer parámetro de elevación del Modelo de Hottel (adimensional).

a_1 es el segundo parámetro de elevación del Modelo de Hottel (adimensional).

a_k es el tercer parámetro de elevación del Modelo de Hottel (adimensional).

Los parámetros de elevación de la superficie de la presa para el Modelo de Hottel se estiman a partir de:

$$a_0 = r_0 \left[0.4327 - 0.00821 \left(6 - \frac{Z_{sup}}{1000} \right)^2 \right] \quad (2.28)$$

$$a_1 = r_1 \left[0.5055 - 0.00595 \left(6.5 - \frac{Z_{sup}}{1000} \right)^2 \right] \quad (2.29)$$

$$a_k = r_k \left[0.2711 - 0.01858 \left(2.5 - \frac{Z_{sup}}{1000} \right)^2 \right] \quad (2.30)$$

Donde:

Z_{sup} es la elevación de la superficie de la presa (m).

Finalmente, los parámetros de corrección por latitud geográfica se encuentran en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3. Parámetros de corrección por latitud geográfica del Modelo de Hottel.

Latitud (Clima)	Tropical	Latitud media (verano)	Latitud media (invierno)	Sub-ártica
r_0	0.95	0.97	1.03	0.99
r_1	0.98	0.99	1.01	0.99
r_k	1.02	1.02	1.00	1.01

Por otra parte, los otros flujos de calor de la ecuación de balance general de energía se calculan a partir de las siguientes expresiones,

$$H_{atm} = \varepsilon_W \sigma (T_{aire} + 273.15)^4 (0.6 + 0.031 \sqrt{P_{vap,aire}}) \quad (2.31)$$

$$H_{WR} = \varepsilon_W \sigma (T_{aire} + 273.15)^4 \quad (2.32)$$

$$H_C = 0.47(86400) \left[9.2 + 0.46 \left(\frac{\mu}{86400} \right)^2 \right] (T - T_{aire}) \quad (2.33)$$

$$H_{evap} = (86400) \left[9.2 + 0.46 \left(\frac{\mu}{86400} \right)^2 \right] (P_{sat,sup} - P_{vap,aire}) \quad (2.34)$$

$$P_{sat,sup} = 4.596 e^{\left(\frac{17.27T}{237.3+T} \right)} \quad (2.35)$$

$$P_{vap,aire} = P_{vap,aire} \left(\frac{R_H}{100} \right) \quad (2.36)$$

$$P_{sat,aire} = 4.596 e^{\left(\frac{17.27 T_{aire}}{237.3 + T_{aire}}\right)} \quad (2.37)$$

$$R_H(\%) = 100 \left(\frac{P_{vap,aire}}{P_{sat,aire}}\right) \quad (2.38)$$

Donde:

ε_W es la emisividad del agua (adimensional).

σ es la constante de Stefan-Boltzmann ($5.67 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$).

T_{aire} es la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$).

$P_{vap,aire}$ es la presión de vapor de aire en función a la temperatura ambiente (mm Hg).

μ es la velocidad del viento sobre la superficie del lago medida a 7 m (m d^{-1}).

T es la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$).

$P_{sat,sup}$ es la presión de saturación del vapor de agua en función a la temperatura del agua en la superficie de la presa (mm Hg).

$P_{sat,aire}$ es la presión de saturación del vapor de agua en función a la temperatura ambiente (mm Hg).

$R_H(\%)$ es la humedad relativa del aire.

Las ecuaciones (2.33) y (2.34) dependen de la velocidad del viento para una medición a una altura (h_v) de 7 m por encima del nivel de la superficie del embalse. Sin embargo, la mayoría de las estaciones meteorológicas miden la velocidad del viento a una altura (h_{v0}) de 10 m por encima del nivel del suelo. El perfil del viento normalmente es cuasi-exponencial (Twidell y Weir, 2006), por lo que la velocidad varía rápidamente con respecto a la altura sobre el nivel del suelo. Para corregir la velocidad del viento a una altura de 7 m sobre el nivel del agua del embalse con respecto a la velocidad del viento μ_{v0} medida en la estación meteorológica, puede utilizarse la siguiente expresión a partir de Twidell y Weir (2006):

$$\mu = \mu_0 \left(\frac{h_v + Z_{sup} - Z_{suelo}}{h_{v0}} \right)^b \quad (2.39)$$

Donde b es un coeficiente experimental de corrección del viento con respecto a la altura sobre el suelo. Para lugares abiertos, su valor típico es igual a $1/7$, aunque en realidad varía con la hora del día y estación del año. De esta forma, sustituyendo todas las expresiones anteriores en la ecuación de balance de energía (2.21), puede utilizarse para modelar la temperatura del lago, mediante la simulación numérica (Chapra y Canale, 2009).

Por último, las expresiones de ρ como C_p del agua como funciones de la temperatura de este líquido dentro del embalse se incluyen a continuación, a partir de datos de Chapra (1997), Yaws (1999) y Munson *et al.* (2009):

$$\rho = -1.2540 \times 10^7 T^4 + 4.0733 \times 10^{-5} T^3 - 7.4782 \times 10^{-3} T^2 + 5.0537 \times 10^{-2} T + 999.91 \quad (2.40)$$

$$C_p = \frac{5.3469 \times 10^{-7}(T + 273.15)^3 - 2.1103 \times 10^{-4}(T + 273.15)^2 - 3.9953 \times 10^{-2}(T + 273.15) + 92.053}{1.8 \times 10^{-2}} \quad (2.41)$$

Por lo anteriormente expuesto, los cálculos del balance de energía se resuelven proporcionando una serie de datos, incluyendo la latitud y la longitud de la cuenca, la época del año, coeficientes de evaporación, la información climatológica del área de estudio, las temperaturas de bulbo húmedo y bulbo seco del aire, la presión atmosférica y la velocidad del viento.

Los datos climatológicos deben suministrarse en intervalos cortos de tiempo; de esta manera, los términos de entrada y salida en el balance de calor se actualizan en el tiempo simulando una respuesta diurna del sistema para los cambios en las condiciones de temperatura. Los datos climatológicos locales son suministrados uniformemente sobre la cuenca entera del río, esto es, no hay variaciones espaciales.

2.2.5. Coeficientes de velocidad y de reacción.

Los valores de temperatura calculados en el modelo se usan para corregir los coeficientes de velocidad y de reacción en los componentes de entrada para las otras variables de calidad del agua. Estos coeficientes son originalmente propuestos a 20°C y posteriormente corregidos a la temperatura del área de estudio usando ecuaciones del tipo Streeter-Phelps.

$$X_T = X_{20}\theta^{(\phi-20)} \quad (2.42)$$

Donde

X_T es el valor del coeficiente a la temperatura local.

X_{20} es el valor del coeficiente a la temperatura estándar.

ϕ es la constante empírica para cada coeficiente de reacción.

El modelador especifica los valores de los factores de corrección de temperatura (θ). En ausencia de dichos valores, se utilizan los valores por defecto de la Tabla 2.4.

Tabla 2.4. Valores de θ para la corrección de los coeficientes de velocidad por temperatura.

Coeficiente de velocidad	Símbolo	Valor por defecto
Consumo de DBO	K_1	1.047
Sedimentación de DBO	K_2	1.024
Reaeración	K_3	1.024
Consumo de OD por los sedimentos	K_4	1.060
Consumo de nitrógeno orgánico	β_3	1.047
Sedimentación de nitrógeno orgánico	σ_4	1.024
Consumo de amonio	β_1	1.083
Generación de amonio	σ_3	1.074

Tabla 2.4 (continuación). Valores de θ para la corrección de los coeficientes de velocidad por temperatura.

Coeficiente de velocidad	Símbolo	Valor por defecto
Consumo de nitritos	β_2	1.047
Consumo de fósforo orgánico	β_4	1.047
Sedimentación de fósforo orgánico	σ_5	1.024
Generación de fósforo disuelto	σ_2	1.074
Crecimiento de algas	μ	1.047
Respiración de algas	P	1.047
Sedimentación de algas	σ_1	1.024
Decaimiento de coliformes	K_5	1.047
ANC	K_6	1.000
ANC	σ_6	1.024
ANC	σ_7	1.000

ANC representa a un componente no conservativo arbitrario (Cole y Wells, 2005).

Por otro lado, las reacciones químicas y biológicas están representadas por un grupo de ecuaciones que contienen muchos parámetros del sistema; algunos son constantes, otros son variables espaciales y algunos son dependientes de la temperatura. En las Tablas 2.5 y 2.6 se enlistan estos parámetros y se dan sus intervalos generales y unidades. Cox (2003) expone detalladamente las fuentes de dichos datos y los intervalos de cada uno de estos parámetros. La selección final de los valores para muchos de estos parámetros del sistema se debe realizar durante la calibración y verificación del modelo.

Tabla 2.5. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción que no dependen de la temperatura.

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
α_0	Contenido de clorofila en algas	$\mu\text{g-Chl}_a \text{ mg}^{-1}\text{-A}$	10-100
α_1	Contenido de nitrógeno en algas	$\text{mg-N mg}^{-1}\text{-A}$	0.07-0.09
α_2	Contenido de fósforo en algas	$\text{mg-P mg}^{-1}\text{-A}$	0.01-0.02
α_3	Producción de O_2 por crecimiento de algas	$\text{mg-O mg}^{-1}\text{-A}$	1.4-1.8
α_4	Consumo de O_2 por respiración de algas	$\text{mg-O mg}^{-1}\text{-A}$	1.6-2.3
α_5	Consumo de O_2 por oxidación de NH_3	$\text{mg-O mg}^{-1}\text{-A}$	3.0-4.0
α_6	Consumo de O_2 por oxidación de NO_2	$\text{mg-O mg}^{-1}\text{-A}$	1.0-1.14
μ_{max}	Velocidad máxima de crecimiento de algas	d^{-1}	1.0-3.0
P	Velocidad de respiración de algas	d^{-1}	0.05-0.5
K_L	Constante de Michaelis-Menten de semisaturación por efecto de luz	$\text{Btu ft}^{-2} \text{ min}^{-1}$	0.02-0.10
K_N	Constante de Michaelis-Menten de semisaturación por efecto de nitrógeno	mg-N l^{-1}	0.01-0.30
K_P	Constante de Michaelis-Menten de semisaturación por efecto de fósforo	mg-P l^{-1}	0.001-0.05
λ_0	Coefficiente de extinción de luz por causas diferentes a la densidad de algas	ft^{-1}	Variable
λ_1	Coefficiente lineal de sombra por algas sombra	$\text{ft}^{-1} \mu\text{g}^{-1}\text{-Chl}_a$	0.002-0.02
λ_2	Coefficiente no lineal de sombra por algas	$\text{ft}^{-1} (\mu\text{g-Chl}_a)^{-2/3}$	0.0165
P_N	Factor de preferencia de algas por nitrógeno amoniacal		0.0-1.0

*Coeficientes constantes para cada segmento (Cole y Wells, 2005).

Tabla 2.6. Intervalos típicos para los coeficientes de reacción que dependen de la temperatura

Variable	Descripción	Unidades	Intervalo
σ_1	Velocidad de sedimentación de algas	ft/d	0.5-6.0
σ_2	Velocidad de aportación de fósforo disuelto del bentos	mg-P ft ⁻² d ⁻¹	Variable
σ_3	Velocidad de aportación de nitrógeno amoniacal del bentos	mg-N ft ⁻² d ⁻¹	Variable
σ_4	Velocidad de sedimentación de nitrógeno orgánico	d ⁻¹	0.001-0.1
σ_5	Velocidad de sedimentación de fósforo orgánico	d ⁻¹	0.001-0.1
σ_6	Velocidad de sedimentación de un componente no conservativo adicional	d ⁻¹	Variable
K_1	Constante de velocidad de desoxigenación carbonosa	d ⁻¹	0.02-3.4
K_2	Constante de velocidad de reaeración	d ⁻¹	0.0-100
K_3	Constante de velocidad de sedimentación de DBO	d ⁻¹	-0.36-0.36
K_4	Consumo de oxígeno del sedimento	mg-O ft ⁻² d ⁻¹	Variable
K_5	Velocidad de decaimiento de coliformes	d ⁻¹	0.05-4.0
β_1	Constante de velocidad para la oxidación de NH ₃ a NO ₂	d ⁻¹	0.10-1.00
β_2	Constante de velocidad para la oxidación de NO ₂ a NO ₃	d ⁻¹	0.20-2.0
β_3	Constante de velocidad para la hidrólisis de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal	d ⁻¹	0.02-0.4
β_4	Constante de velocidad para la transformación de P-orgánico a P-disuelto	d ⁻¹	0.01-0.7

** Coeficientes que son variables para cada segmento (Cole y Wells, 2005).

2.2.6. Modelación del oxígeno disuelto.

La capacidad de la corriente para mantener una adecuada concentración de oxígeno disuelto es uno de los aspectos más importantes a considerar cuando se calcula su capacidad de asimilación. Esta concentración depende principalmente de la reaeración atmosférica, la fotosíntesis, la respiración de plantas y animales, la demanda béntica de oxígeno, la demanda bioquímica de oxígeno, la nitrificación, la salinidad y la temperatura.

En este modelo se incluyen las interacciones mayores: ciclos de nutrientes, producción de algas, demanda béntica de oxígeno, captación de oxígeno carbonoso, aireación atmosférica y sus efectos sobre el comportamiento del oxígeno disuelto. En la figura 2.4 se muestran las interacciones de los diversos componentes de la ecuación de balance para la modelación del oxígeno disuelto.

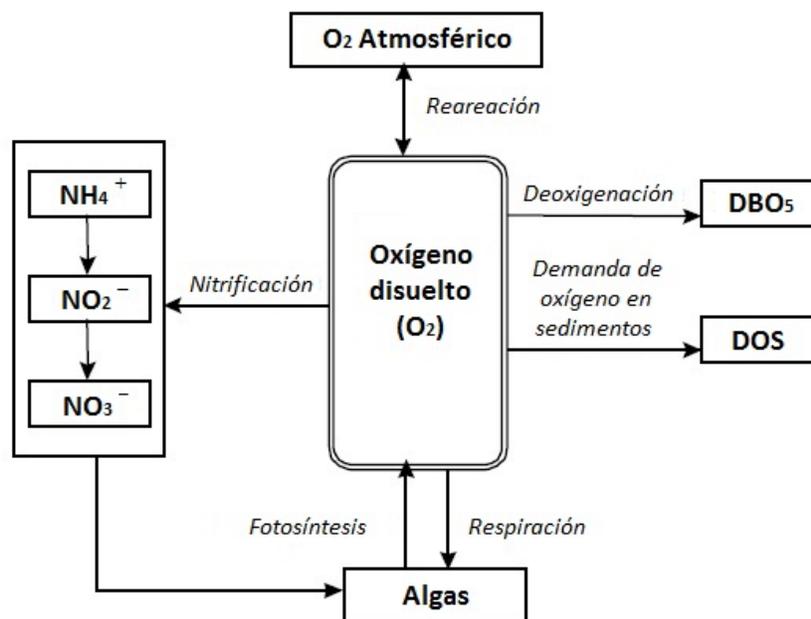


Figura 2.4. Representación esquemática de los componentes del balance de oxígeno.

El balance de oxígeno depende de la capacidad de la corriente para reaerarse a sí misma; esta capacidad está función de los procesos de convección y difusión que ocurren dentro del sistema y de las fuentes externas de oxígeno. Las mayores fuentes

de oxígeno, además de la reaereación atmosférica, son el oxígeno producido por la fotosíntesis y el oxígeno contenido en el flujo entrante,

El consumo de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua incluye la oxidación bioquímica de materia orgánica, la demanda béntica de oxígeno y el oxígeno utilizado por la respiración de algas. A continuación se muestra la ecuación diferencial que representa la tasa de cambio de oxígeno.

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu_m - \alpha_4\sigma)A - K_1L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (2.43)$$

Donde

O es la concentración de oxígeno disuelto (mg l^{-1})

O^* es la concentración de saturación de oxígeno disuelto a presión y temperatura local (mg l^{-1}).

α_3 es la velocidad de producción de oxígeno en el proceso de fotosíntesis en algas ($\text{mg-O mg}^{-1}\text{-A}$).

α_4 es la velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de respiración de las algas ($\text{mg-O mg}^{-1}\text{-A}$).

α_5 es la velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación del nitrógeno amoniacal ($\text{mg-O mg}^{-1}\text{-N}$).

α_6 es la velocidad de consumo de oxígeno en el proceso de oxidación de nitritos ($\text{mg-O mg}^{-1}\text{-N}$).

μ_m es la velocidad de crecimiento máxima de algas en función de la temperatura (d^{-1}).

σ es la velocidad de respiración de algas en función de la temperatura (d^{-1}).

A es la concentración de biomasa de algas (mg-A l^{-1}).

L es la concentración de DBO (mg l^{-1}).

d es la profundidad media de la corriente (m).

K_1 es la velocidad de desoxigenación de la DBO en función a la temperatura (d^{-1}).

K_2 es la velocidad de reaireación, análoga a la difusión de Fick (d^{-1}).

K_4 es la velocidad de demanda de oxígeno de sedimentos ($mg\ m^2\ d^{-1}$)

β_1 es el coeficiente de velocidad de oxidación de amonio (d^{-1}).

β_2 es el coeficiente de velocidad de oxidación de nitritos (d^{-1}).

N_1 es la concentración de nitrógeno amoniacal ($mg-N\ l^{-1}$).

N_2 es la concentración de nitrógeno de nitritos ($mg-N\ l^{-1}$).

La solubilidad del oxígeno en el agua disminuye cuando aumenta la temperatura, cuando aumenta la concentración de sólidos disueltos y cuando disminuye la presión atmosférica. El modelo usa una ecuación predictiva para la concentración de saturación de oxígeno disuelto en función a la temperatura.

$$\begin{aligned} \ln O^* = & -139.34410 + \left(\frac{1.575701 \times 10^5}{T} \right) - \left(\frac{6.642308 \times 10^7}{T^2} \right) + \left(\frac{1.243800 \times 10^{10}}{T^3} \right) \\ & - \left(\frac{8.621949 \times 10^{11}}{T^4} \right) \end{aligned}$$

(2.44)

Para condiciones de presión diferentes a las atmosféricas, la concentración de equilibrio de oxígeno disuelto se corrige con la ecuación 2.45

$$O_p = O^* P \left[\frac{\left(1 - \frac{P_w}{P} \right) (1 - \phi P)}{(1 - P_w)(1 - \phi)} \right]$$

(2.45)

Donde:

O_p es la concentración de equilibrio de oxígeno a presión no estándar ($mg\ l^{-1}$).

O^* es la concentración de equilibrio de oxígeno a 1 atm ($mg\ l^{-1}$).

P es la presión atmosférica (mm Hg).

P_w es la presión parcial de vapor de agua (mm Hg), la cual se calcula de la siguiente manera:

$$\ln P_w = 118,571 - \left(\frac{3,840.70}{T} \right) - \left(\frac{216,961}{T^2} \right) \quad (2.46)$$

y

$$\phi = 0.0009765 - (1.425 \times 10^{-5} T) + (6.436 \times 10^{-8} T^2) \quad (2.47)$$

Por otro lado, el coeficiente de reaeración (K_2) se expresa frecuentemente como una función de la profundidad de la corriente y la velocidad. El modelo proporciona seis opciones para estimar los valores de K_2 .

Opción 1. Permite al modelador establecer los valores de K_2 que desee. Esta opción es útil para modelar situaciones poco comunes.

Opción 2. Usando mediciones en campo de reaeración de la corriente, Churchil *et al.* (1962) desarrollaron la siguiente expresión para K_2 a 20°C.

$$K_2^{20} = 5.026 \mu^{-0.969} d^{-1.673} \times 2.31$$

Opción 3. O'Connor y Dobbins (1958) propusieron ecuaciones con base en las características de turbulencia de la corriente. Para corrientes que tienen bajas velocidades, desarrollaron la siguiente ecuación:

$$K_2^{20} = \frac{(D_m \mu)^{0.5}}{d^{1.5}}$$

Para corrientes con altas velocidades, la relación es:

$$K_2^{20} = \frac{480 D_m^{0.5} S_0^{0.25}}{d^{1.25}} \times 2.31$$

Donde:

S_0 es la pendiente del lecho de la corriente

D_m es el coeficiente de difusión molecular ($m^2 d^{-1}$) dado por:

$$D_m = 1.91 \times 10^3 (1.037)^{T-20}$$

Opción 4. Owens *et al.* (1964) estimaron la reaeración para corrientes poco profundas a una alta velocidad y desarrollaron una ecuación para corrientes que exhiben profundidades de 0.4 a 11 ft y velocidades de 0.1 a 5 ft s⁻¹:

$$K_2^{20} = \frac{9.4 \mu^{0.67}}{d^{1.85}} \times 2.31$$

Opción 5. Thackston y Krenkel (1969) propusieron la siguiente ecuación basada en investigaciones de varios ríos en Estados Unidos:

$$K_2^{20} = 10.8 (1 + F^{0.5}) \frac{\mu^*}{d} \times 2.31$$

Donde F es el número de Froude, dado por

$$F = \frac{\mu^*}{\sqrt{gd}}$$

y donde μ^* es la velocidad cortante (ft s⁻¹):

$$\mu^* = \sqrt{d S_e g} = \frac{\mu n \sqrt{g}}{1.49 d^{1.167}}$$

Opción 6. Langbein y Durum (1967) desarrollaron una fórmula para el coeficiente de reaeración a 20°C

$$K_2^{20} = \frac{3.3 \mu}{d^{1.33}} \times 2.31$$

De la misma forma el modelo tiene la capacidad para incluir entradas de oxígeno al sistema a través de la reaeración del agua en presas; para calcular la entrada de oxígeno por este componente se usa la ecuación desarrollada por Barrett *et al.* (1960):

$$D_a - D_b = \left[1 - \frac{1}{1 + 0.116 abH(1 - 0.034 H)(1 + 0.46T)} \right] D_a$$

Donde

D_a es el déficit de oxígeno en las condiciones frontera del embalse (mg l-1)

D_b es el déficit de oxígeno en el embalse (mg l-1)

H es la altura de la caída del agua (m)

a es un factor empírico de la calidad del agua (en un rango de 0.65 a 1.80)

b es un coeficiente empírico de aireación en embalses (en un rango de 0.05 a 0.90).

2.3. Conclusiones del capítulo.

La revisión del estado del arte de la modelación de la calidad del agua advierte la necesidad de recopilar la mayor cantidad de información para su implementación; la validez de los resultados del modelo depende, de manera importante, de la calidad de información disponible. En este sentido, previo a los esfuerzos de modelación fue necesario conocer el cuerpo de agua en estudio.

Asimismo, se reconoce que, a fin de representar con mayor exactitud los fenómenos que ocurren en el cuerpo de agua en estudio, es de vital importancia el uso de computadoras de gran capacidad para la resolución de las ecuaciones que gobiernan los parámetros de calidad del agua; sin lugar a dudas, el estudio de la presa de Aguamilpa mediante el desarrollo de un modelo de calidad de agua es reto complejo pero posible de realizar.

Por último, el entendimiento de los principales parámetros y coeficientes del modelo CE-QUAL-WE es una herramienta poderosa para el análisis de la hidrodinámica y la calidad del agua en la presa de Aguamilpa, y juega un papel fundamental en el análisis de sensibilidad y en el desarrollo de posibles escenarios futuros que permitirán el desarrollo de planes de manejo para la gestión de los recursos hídricos.

Capítulo III

Batimetría del embalse

3.1. Introducción.

La batimetría es el estudio de la distribución de las profundidades de un cuerpo de agua. Es decir, la batimetría es el equivalente de la hipsometría (Miller *et al.*, 2010), la cual es utilizada para describir la forma y volumen de los cuerpos de agua (presas, ríos, lagos, entre otros) (Rangel-Peraza *et al.*, 2012). La batimetría se obtiene mediante el registro de la profundidad en diversas localidades de un cuerpo de agua, conectando mediante isóbatas las profundidades similares registradas. Por lo tanto, un mapa batimétrico se estima a partir de la profundidad del agua entre dos puntos dada una profundidad conocida. En este sentido, para un mismo mapa batimétrico pueden presentarse diferencias; sin embargo, a mayor cantidad de mediciones en el cuerpo de agua, mayor precisión presentará el mapa.

El desarrollo de la batimetría en un cuerpo de agua permite conocer características importantes de los mismos, como el área superficial, la longitud máxima, la anchura media y máxima, la profundidad media y máxima, y la curva de almacenamiento, entre

otras, las cuales son cruciales para comprender su funcionamiento. La cantidad y calidad de la información recopilada y los objetivos para los cuales se desarrolla determinan la resolución del sistema de mapeo, su resolución espacial y la cantidad de tiempo y esfuerzo necesario para finalizarlo (Ceyhun y Yalcin, 2010).

La mayor parte de las presas en el mundo se construyen a partir de la interrupción del cauce de un río, con la subsecuente inundación de la superficie de tierra aguas arriba de la cortina (Xu *et al.*, 2011). Dado que una presa fue alguna vez tierra firme, la batimetría de este tipo de cuerpo de agua puede ser relativamente más fácil de desarrollar que la de los lagos. Esto se debe a que durante el proceso de planificación de la construcción de la presa, es necesario recabar la información topográfica del área a inundar y la curva del área de almacenamiento. Sin embargo, si la presa tiene varios años de estar en operación, la deposición de sedimento a través del tiempo puede modificar las características del fondo del embalse, por lo que entonces será necesario entonces recabar información adicional a través de un sonar tal y como se realiza en los lagos.

La forma de la cuenca donde se localiza la presa, aunada al diseño y la operación de la misma son factores críticos para la correcta modelación de la calidad del agua. La descripción del cuerpo de agua por medio del modelo batimétrico debe ser lo suficientemente precisa para simular su hidrodinámica. Los errores en la descripción batimétrica del embalse pueden impedir la calibración hidrodinámica posterior en un modelo de calidad de agua. En este sentido, el desarrollo de las características batimétricas debe ser el punto de partida para la modelación de la calidad de agua (Zhao *et al.*, 2011).

El objetivo principal de este capítulo es desarrollar la batimetría del embalse de Aguamilpa usando la información espacial existente, y con ella generar una herramienta que explique la relación elevación-capacidad de almacenamiento para uno de los embalses tropicales más grandes en el mundo, localizado en la parte occidental de México. El desarrollo de esta importante herramienta proporcionará datos confiables con respecto al volumen almacenado y la capacidad de almacenamiento de la presa en

función a la elevación de agua registrada, información de suma importancia para actuales y futuras evaluaciones de la calidad del agua en este sistema.

3.2. Metodología.

Una presa es un cuerpo de agua con características funcionales particulares que lo diferencian de los lagos. Al igual que los lagos de origen natural, las presas presentan cuencas cuyas características morfométricas y morfológicas están íntimamente relacionadas con la forma del embalse y con sus características físicas, químicas y biológicas (Torres-Orozco, 2007). Toda esta información morfométrica y morfológica se origina a partir de la historia geológica y la naturaleza de los materiales sobre los cuales se asienta el cuerpo de agua.

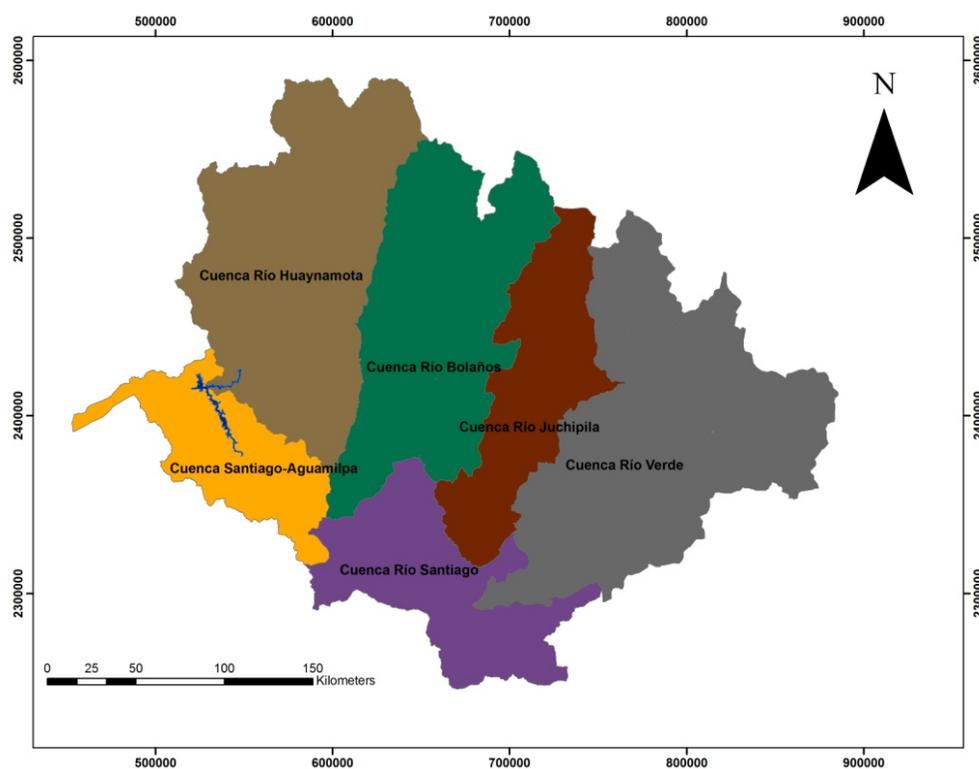


Figura 3.1. Ubicación del embalse dentro de la cuenca Santiago-Aguamilpa.

Para el caso del embalse de la presa Aguamilpa, el origen de su morfología es el resultado de la confluencia de la sierra Madre Occidental y del eje Neo Volcánico, dos de los más grandes e importantes sistemas geológicos de México, y donde se encuentra una falla cuya traza es ahora ocupada por el río Santiago. Esta falla se le denomina de desplazamiento lateral y produce extensión y subsidencia en la cuenca alta, mientras en la cuenca baja produce compresión y levantamiento. El Proyecto Hidroeléctrico Aguamilpa se localiza dentro de la cuenca Santiago-Aguamilpa, en la parte suroeste de la Sierra Madre Occidental (Figura 3.1).

Esta zona está caracterizada por rocas volcánicas extrusivas (riolita-toba ácida) del Mioceno, intrusionadas por diques de origen diverso (Figuras 3.2 y 3.3). Las rocas volcánicas extrusivas han sido clasificadas en tres unidades: la inferior es la unidad Aguamilpa, la intermedia unidad Colorines y la superior unidad Picachos; la primera está formada por ignimbrita masiva en tanto que las otras dos presentan pseudo estratificación (CFE, 1997).

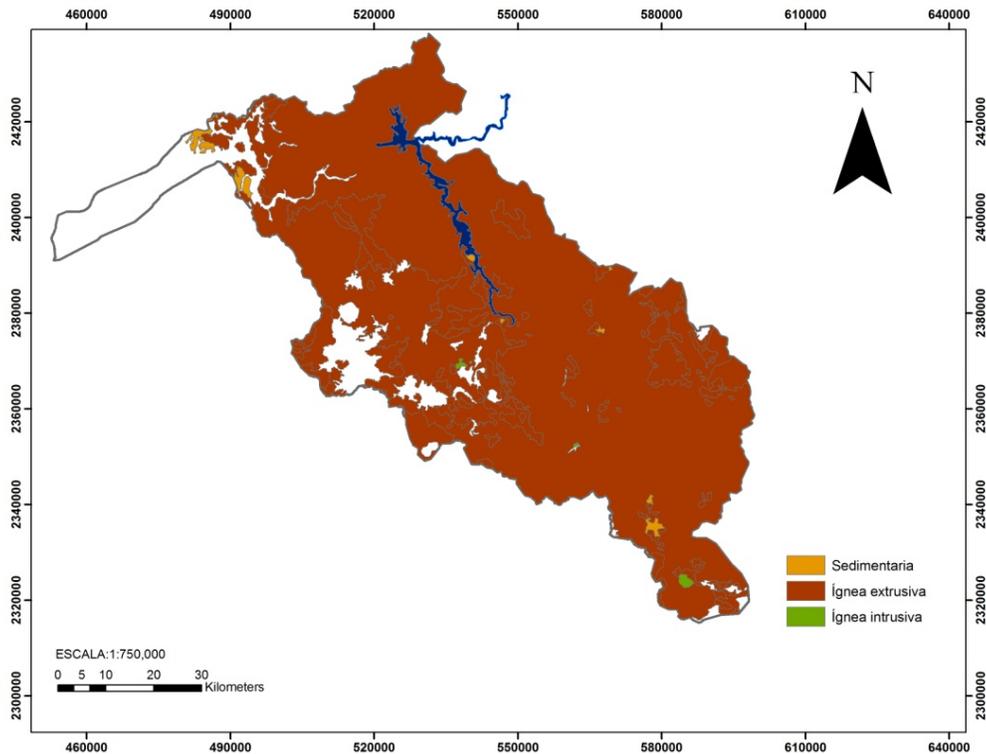


Figura 3.2. Distribución de rocas volcánicas extrusivas.

Las principales características geológicas estructurales detectadas en el sitio corresponden a seis fallas con orientación general NE-SW, conocidas como sistema Colorines. Cuatro de estas fallas se localizan en la margen norte de la presa y afectan las obras de generación; las otras dos se localizan en la margen sur y una de ellas involucra la obra de desvío y el vertedor. Se encuentran también cuatro sistemas principales de fracturas que muestran mayor continuidad horizontal que vertical (INEGI, 2005).

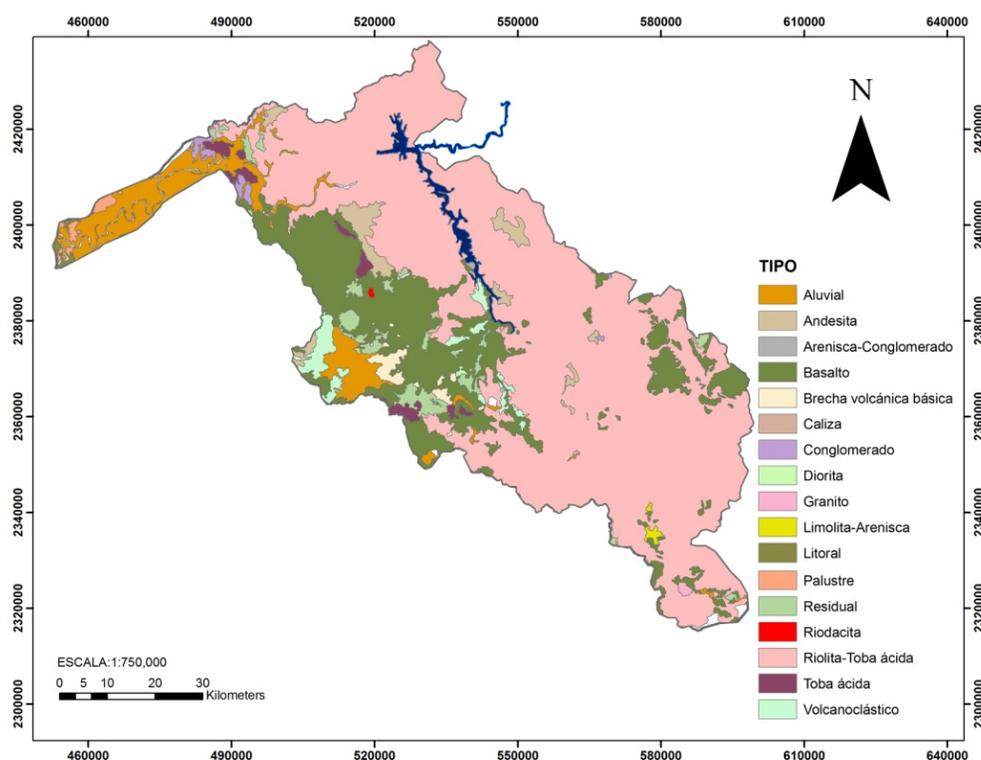


Figura 3.3. Distribución del tipo de roca volcánica en la cuenca Santiago-Aguamilpa

La presa fue desplantada en el nivel del plinto, directamente sobre la unidad Aguamilpa, excepto la parte superior de margen norte la cual fue desplantada en la unidad Colorines; las excavaciones subterráneas principales fueron excavadas en la formación Aguamilpa, mientras que el canal de llamada de la obra de toma, así como la parte superior del vertedor fueron excavadas en las unidades Colorines y Picachos.

Todas estas características se representan por medio de un mapa batimétrico del embalse, convirtiéndose en una herramienta importante a partir de la cual es posible determinar el régimen hidrológico al que está sometida la presa (Wetzel, 1993; Wetzel y

Linkins, 2000), y junto con datos meteorológicos, parámetros hidrodinámicos y de calidad del agua ayudan a determinar el comportamiento hidrodinámico del embalse.

El desarrollo de un modelo hidrodinámico y de calidad de agua se inicia por crear los datos de batimetría de la presa; obtener una batimetría de alta calidad es importante para crear un modelo preciso. La batimetría de la presa de Aguamilpa fue creada utilizando Modelos Digitales de Elevación (DEMs) a una escala de 1:50,000, los cuales fueron obtenidos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), y con ayuda del software Watershed Management System (WMS) versión 8.0 (Nelson, 2006). Los DEMs necesarios para cubrir la presa de Aguamilpa fueron: F13D11, F13D12, F13D13, F13D21, F13D22, F13D23, F13D31, F13D32 y F13D33. Dicha información está disponible de manera gratuita y es distribuida por el INEGI (2008). Los DEMs utilizados en el presente trabajo presentaron una resolución espacial en cuadrículas de 50 x 50 m.

El WMS está definido por Aquaveo (2011) como un ambiente gráfico integral de modelado para todas las fases de hidrología de una cuenca hidrológica. El WMS provee una colección variada de capacidades que incluyen la extracción del área trasversal de los datos del terreno, delineación de la cuenca hidrológica, una colección variada para el cálculo de la geometría de la cuenca, entre otros. Los datos espaciales fueron leídos y procesados en el WMS, de manera similar a lo realizado en un Sistema de Información Geográfico (SIG). Los DEMs fueron convertidos a Redes Irregulares Trianguladas (TINs, por sus siglas en inglés) utilizando el WMS con la finalidad de delimitar las fronteras del sistema y definir su capacidad de almacenamiento.

Un preprocesador denominado W2i, incluido en la interfaz del usuario del sistema de modelación W2i-AGPM para CE-QUAL-W2, es una herramienta para la modelación de la calidad del agua creada y dirigida por Loginetics, S.A. (Hauser, 2007). El preprocesador W2i fue utilizado en varias ocasiones para comprobar a prueba y error, la batimetría creada de la presa de Aguamilpa. El proceso de revisión de la batimetría en el preprocesador W2i permitió optimizar el desarrollo de la misma en el WMS.

La batimetría resultante se utilizó para calcular las curvas de la elevación y de volumen. Esta información fue posteriormente comparada con las curvas hipsográficas provistas por la Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2002) con el objetivo de validar los

resultados obtenidos en el WMS. La precisión del modelo batimétrico fue evaluada mediante el error porcentual estadístico. Este estadístico se calculó a partir del error relativo, que es el cociente entre el error absoluto y el valor de referencia, en este caso el valor real dado por la CFE. El error porcentual estadístico es equivalente al 100% del error relativo.

3.3. Resultados y discusión.

Con el WMS se procesaron los datos de los DEMs para producir la batimetría de la presa de Aguamilpa, la cual es compatible con algunos módulos de calidad del agua, como CE-QUAL W2 (Obregon *et al.*, 2011). El proceso para la creación de la batimetría de la presa fue el siguiente: en primer lugar, los DEMs fueron convertidos a TINs y se definieron las fronteras de la presa (Figura 3.4).

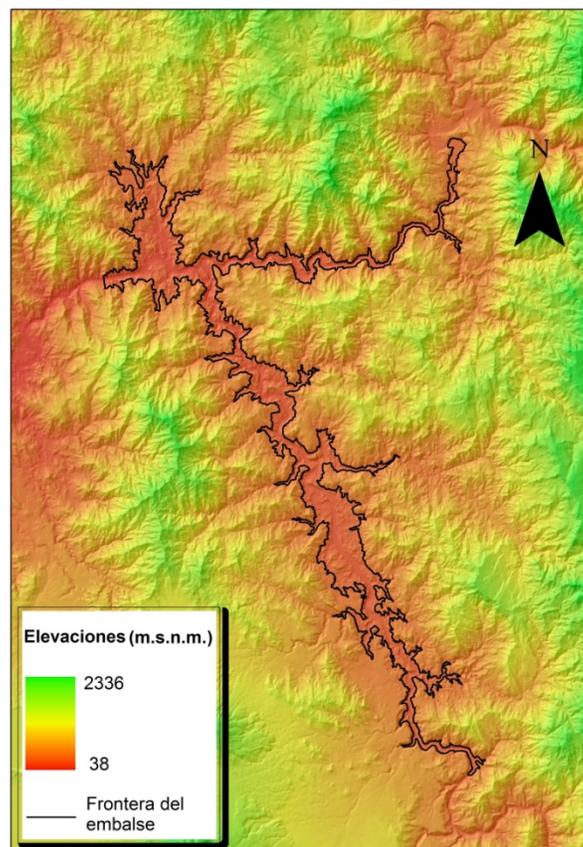


Figura 3.4. Modelos Digitales de Elevación (DEMs) y fronteras de la presa de Aguamilpa.

La delimitación de las fronteras del sistema consistió en definir el nivel máximo elevación de la presa, el cual corresponde al nivel máximo de operación con un valor de de 235 m. Según los datos recopilados, a esta elevación la presa tiene una longitud de 60 km a lo largo del río Santiago y de 25 km a lo largo del río Huaynamota (Figura 3.5).

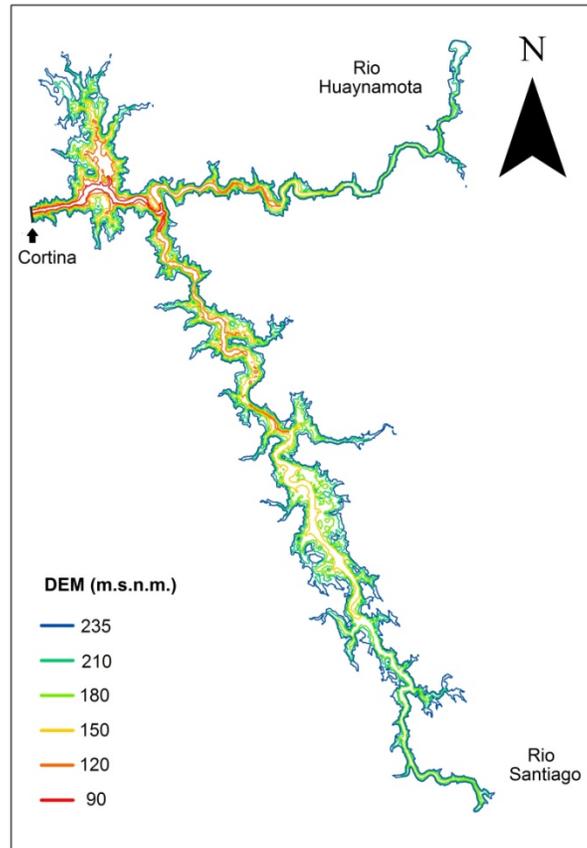


Figura 3.5. Curvas de nivel de la presa de Aguamilpa.

Usando esta batimetría, el cuerpo de agua fue dividido en una serie de segmentos longitudinales, creando polígonos longitudinales a lo largo de la presa. Posteriormente, se especificó una altura de la capa de 1 m para todos los segmentos creados. El ancho de cada segmento se delimitó directamente del TIN desarrollado para el sistema y fueron calculados utilizando la longitud, profundidad y el volumen, de acuerdo a lo siguiente:

$$\text{Ancho} = \frac{\text{Volumen}}{\text{Profundidad} * \text{Longitud}}$$

(3.1)

De acuerdo con lo anterior, la presa de Aguamilpa fue dividida en segmentos de 500 m de longitud. Por otro lado, el WMS generó en un inicio un número máximo de 155 capas de 1 m de profundidad en la región más profunda de la presa, cerca de la cortina. Estos resultados están relacionados a la elevación mínima de los DEM's utilizados, que fue 80 m.s.n.m. Sin embargo, se agregaron 13 capas a mano a las 155 capas generadas inicialmente, también de 1 m de profundidad, para obtener 168 capas como valor máximo por segmento. Esto debido a que la profundidad máxima de la presa es 187 m. Otro estudio batimétrico para la presa de Aguamilpa confirmó esta información, e informó que la elevación mínima observada en el sistema es de 64.3 m (GRUBA, 1997).

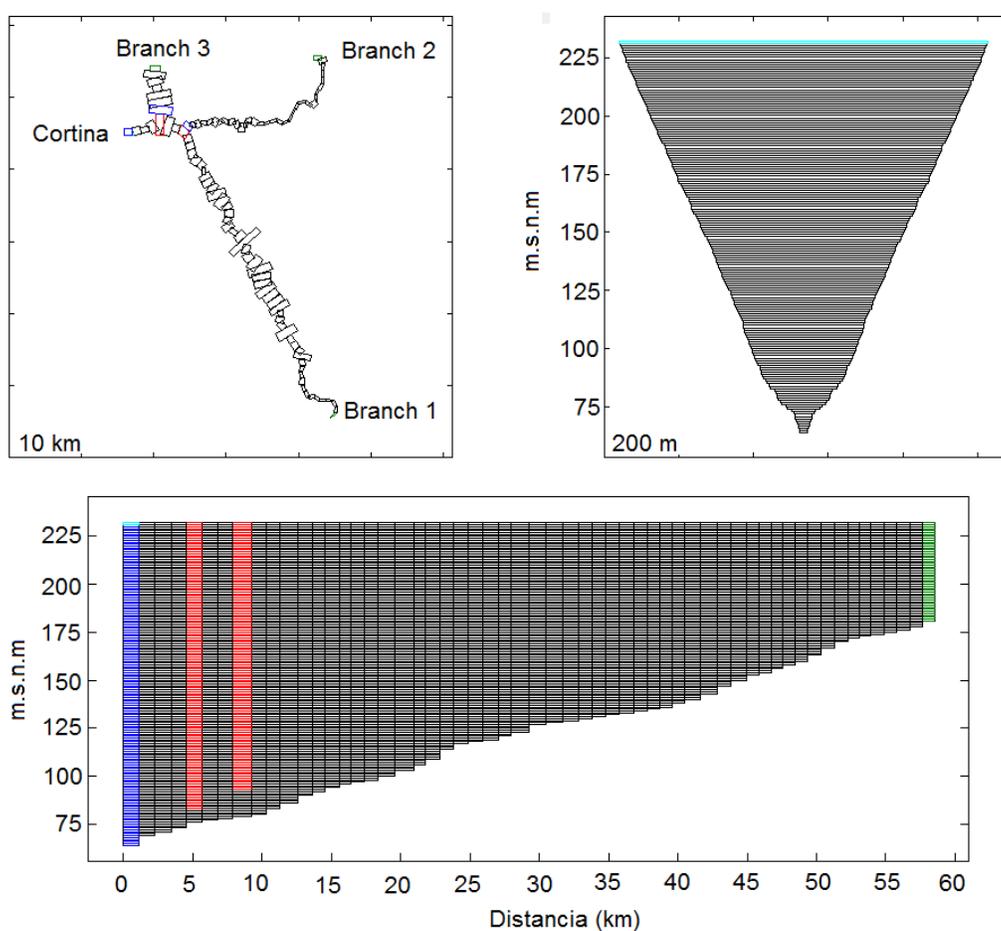


Figura 3.6. Perfil batimétrico del río Santiago (identificado como “Branch 1”).

Las longitudes de los segmentos y las profundidades de las capas del modelo batimétrico realizado en el presente estudio concuerdan con los valores usados por Ha y Lee (2007) en la presa de Daechong, Corea y por Debele *et al.* (2006) en la presa

Cedar Creek, Estados Unidos. Por tal motivo, la batimetría realizada garantiza una cuadrícula suficientemente refinada para su posterior utilización en un modelo hidrodinámico y de calidad del agua, y una calibración precisa del modelo.

La batimetría de la presa de Aguamilpa incluye un total de tres ríos tributarios, 103 segmentos longitudinales y un total de 168 estratos en su parte más profunda. Los tres ríos tributarios creados son identificadas como: “Branch 1” (río Santiago), “Branch 2” (río Huaynamota) y “Branch 3” (Ensenada), donde el río Santiago representa la corriente principal del sistema. La longitud promedio del total de segmentos creados fue de 1,215 m y la anchura promedio fue de 1,349 m.

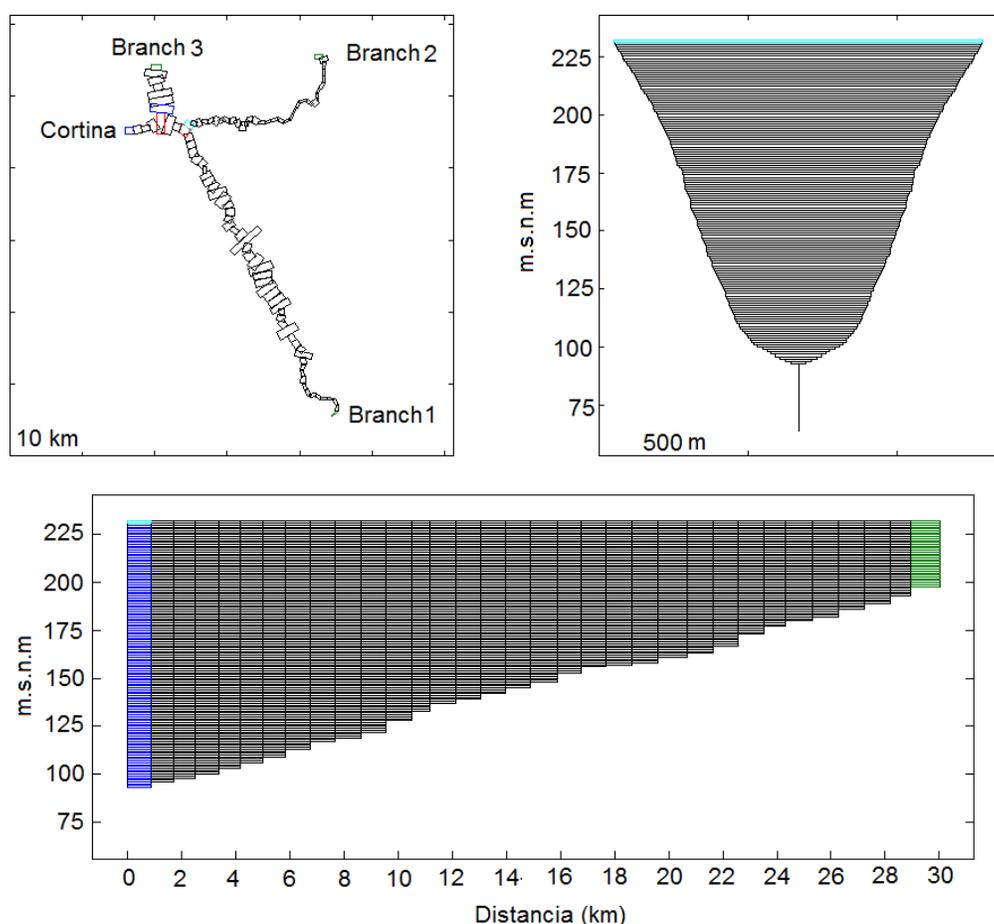


Figura 3.7. Perfil batimétrico del río Huaynamota (identificado como “Branch 2”).

El segmento con la máxima longitud fue de 1,724 m y el de máxima anchura fue 3,032 m, mientras que el segmento más pequeño midió 487 m y las medidas más estrechas para un segmento fue de 217 m. El perfil batimétrico del río Santiago (“Branch 1”) se

presenta en la Figura 3.6 y el perfil batimétrico del río Huaynamota ("Branch 2") es mostrado en la Figura 3.7. Los perfiles batimétricos fueron representados gráficamente usando preprocesador W2i.

El embalse de Aguamilpa presenta una forma alargada y estrecha, con un perfil batimétrico característico de las presas construidas para el aprovechamiento de los cauces de los ríos (Manivanan, 2008; Moses *et al.*, 2011). La entrada del principal río tributario que aporta agua y nutrientes a la presa, el río Santiago, se localiza a más de 55 km de la cortina de la presa de Aguamilpa que es el punto de salida del agua.

De acuerdo con las características batimétricas de la presa, es posible identificar la presencia de tres zonas: una zona lótica, una zona de transición y una zona léntica. La existencia de estas zonas en la presa de Aguamilpa concuerda con lo citado por Wetzel (1993) y Comerma *et al.* (2003) en relación a estudios batimétricos realizados en otros cuerpos de agua. Esta información puede usarse para comprender algunas condiciones limnológicas de la presa que pudieran estar asociadas a su morfología.

La geometría de un cuerpo de agua tiene efectos significativos sobre su función hidráulica, así como también en su calidad de agua. La geometría de un cuerpo de agua determina la cantidad de agua almacenada como una función de la profundidad. Sin embargo, dado que la geometría de la mayoría de cuerpos de agua, incluyendo las presas, son irregulares tales funciones son no lineales. Una manera para representar la variación de la geometría como función de profundidad requiere hacer uso de un modelo morfométrico específico.

Un modelo morfométrico (también conocido como modelo batimétrico) para una presa es un conjunto de expresiones matemáticas que describen la relación entre las dimensiones físicas fundamentales de dicho cuerpo de agua: la profundidad máxima, la profundidad media, el área superficial y el volumen total de agua almacenado. Es importante señalar que todos estos parámetros están en función a la elevación del nivel del agua de la presa.

Las principales características morfométricas de la presa de Aguamilpa fueron evaluadas usando los resultados obtenidos en la batimetría. Estas características

fueron estimadas según la metodología sugerida por Hutchinson (1957), Wetzel y Likens (2000) y Torres-Orozco (2007) y son mostradas en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Características morfométricas del embalse de Aguamilpa.

Parámetro (Unidades)	Valor
Volumen total (Mm ³)	6,933.4
Área superficial (km ²)	109
Longitud máxima (km)	58
Anchura máxima (m)	4,952
Profundidad máxima (m)	169
Profundidad media (m)	63

La profundidad máxima de la presa de Aguamilpa es mucho mayor que su profundidad media, la cual se estimó mediante el cociente entre la profundidad máxima y la profundidad media y cuyo valor fue de 2.68:1. Estos resultados demuestran que una proporción considerable del volumen de total del embalse provienen de áreas con poca profundidad, las cuales forman parte del área de inundación del embalse.

Por otro lado, el modelo morfométrico representa la cantidad de agua sobre un espacio físico de un cuerpo de agua. Este modelo se construye usando la información del estudio batimétrico: datos de las áreas transversales de la presa en diferentes localizaciones originan curvas de diferentes profundidades (elevaciones). Primeros, estos datos se combinan por medio de una función paramétrica que describe el área superficial como una función de la profundidad o elevación de la presa y posteriormente, es estimado el volumen almacenado para cada elevación de diferentes formas, frecuentemente numérica. El volumen de almacenamiento total acumulado se calcula añadiéndole el volumen almacenado en las diferentes elevaciones desde el fondo de la presa hasta la superficie.

Esto permite que otra curva paramétrica describa el volumen de almacenamiento acumulado como una función de profundidad o elevación. Este conjunto de curvas paramétricas son conocidas como la curva hipsográfica (Chapra, 1997; de Anda *et al.*,

1998; Ortíz-Jiménez *et al.*, 2005). El número óptimo de elevaciones a utilizar para el modelo morfométrico depende de la profundidad máxima del cuerpo de agua, así como también de la diferencia entre las áreas transversales entre la superficie y el fondo de la presa (Cole y Wells, 2005).

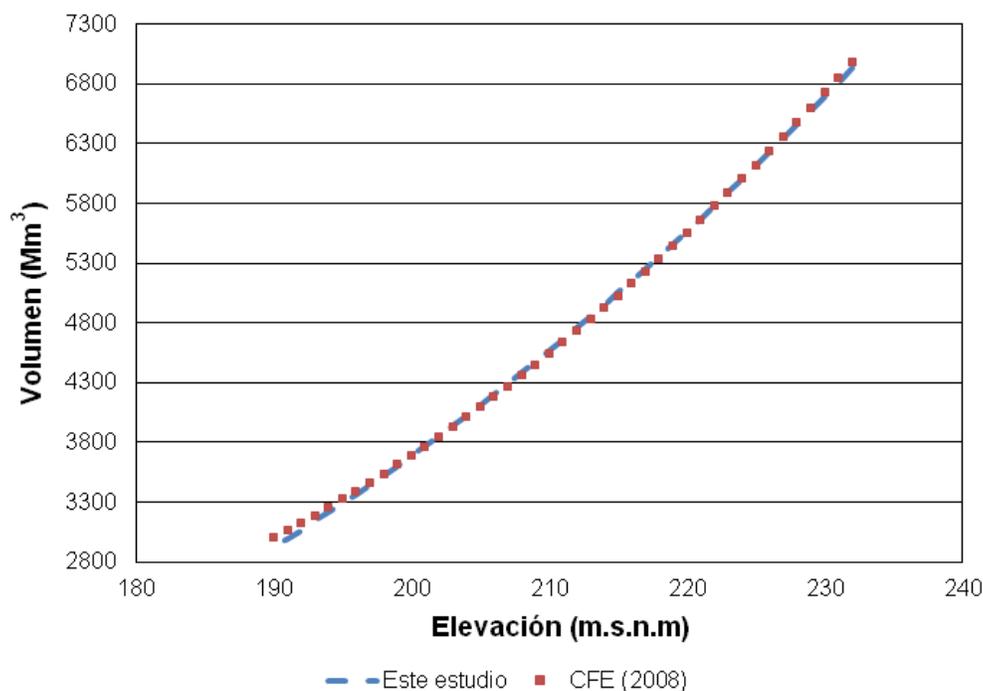


Figura 3.8. Calibración del modelo batimétrico de la presa de Aguamilpa.

A partir de la batimetría de la presa se construyó la curva hipsométrica del modelo batimétrico, la cual fue comparada con la curva de almacenamiento obtenida a partir de los datos proporcionados por la CFE a fin de comprobar la exactitud de los datos modelados. Este proceso de calibración del modelo batimétrico se muestra en la Figura 3.8. Los resultados muestran que la curva de almacenamiento del modelo batimétrico fue similar a la curva reportada por los encargados del manejo y operación de la presa.

A raíz de los datos obtenidos en la calibración del modelo morfométrico, se demostró que la utilización de DEMs con una resolución de 1:50,000, disponibles de manera gratuita por el INEGI (2008), fue adecuada para desarrollar una batimetría precisa para la presa de Aguamilpa. Esta situación se comprobó en términos del error relativo del modelo, el cual presentó un valor medio del 0.3% con respecto a batimetría oficial. De lo anterior se alude que el uso de DEMs simplificó el proceso de desarrollo de la

batimetría en la presa de Aguamilpa para la modelación de la calidad de agua, facilitando su posterior modificación con la finalidad de realizar pronósticos basados en el nivel de agua del sistema.

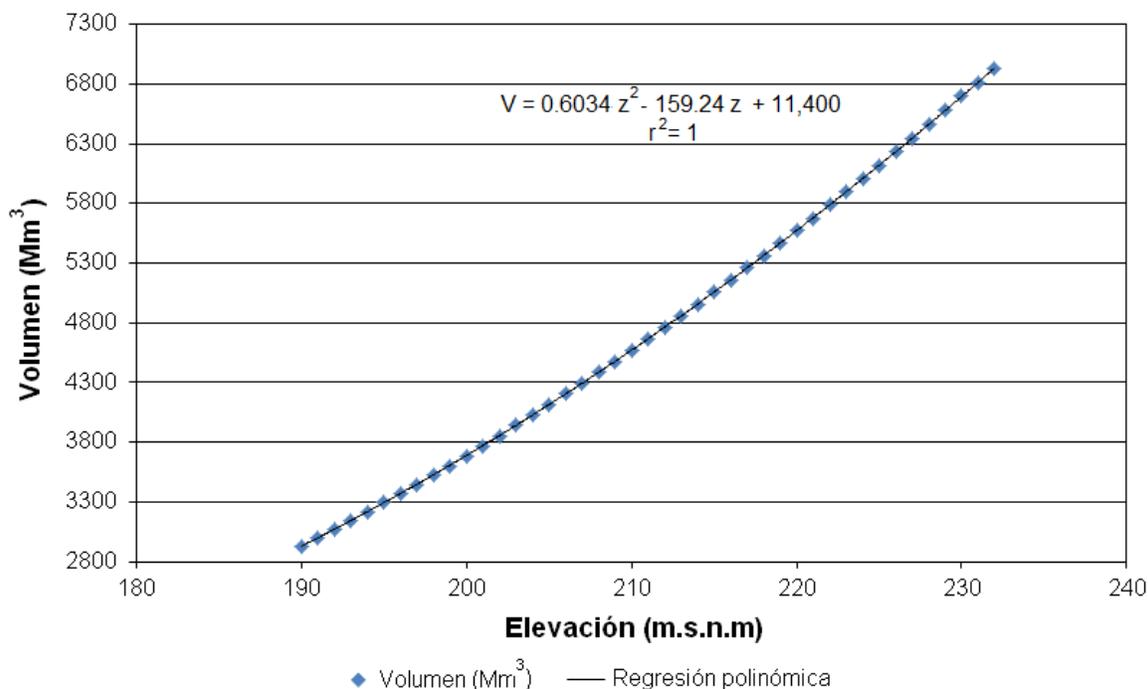


Figura 3.9. Regresión polinomial de la relación elevación – volumen en la presa de Aguamilpa.

En un inicio se intentó describir la morfología de las presas asumiendo su geometría como un cono elíptico invertido o bien utilizando un índice para compensar la irregularidad de su forma (Hutchinson, 1957). Sin embargo, hoy en día la representación de la forma geométrica de una presa se lleva a cabo mediante la utilización de curvas paramétricas con un polinomio como una función de profundidad o elevación.

Por tal motivo, se llevó a cabo un modelo de regresión con la información batimétrica relativa al volumen y elevación de la presa de Aguamilpa (Figura 3.9). Los datos fueron ajustados a un modelo polinómico de segundo orden por el método mínimo de cuadrados. La ecuación que mejor describe la relación elevación – volumen en la presa de Aguamilpa es:

$$V = 11,400 - 159.24 z + 0.6034 z^2$$

(3.2)

Donde V es el volumen en Mm^3 y z es la cota o nivel del agua en metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.). Esta proporción manifestó un elevado coeficiente de determinación ($r^2=1$) para un intervalo de altitud de la superficie de agua de 190 m.s.n.m. a 235 m.s.n.m., niveles de operación de la presa de Aguamilpa (el mínimo y el máximo, respectivamente).

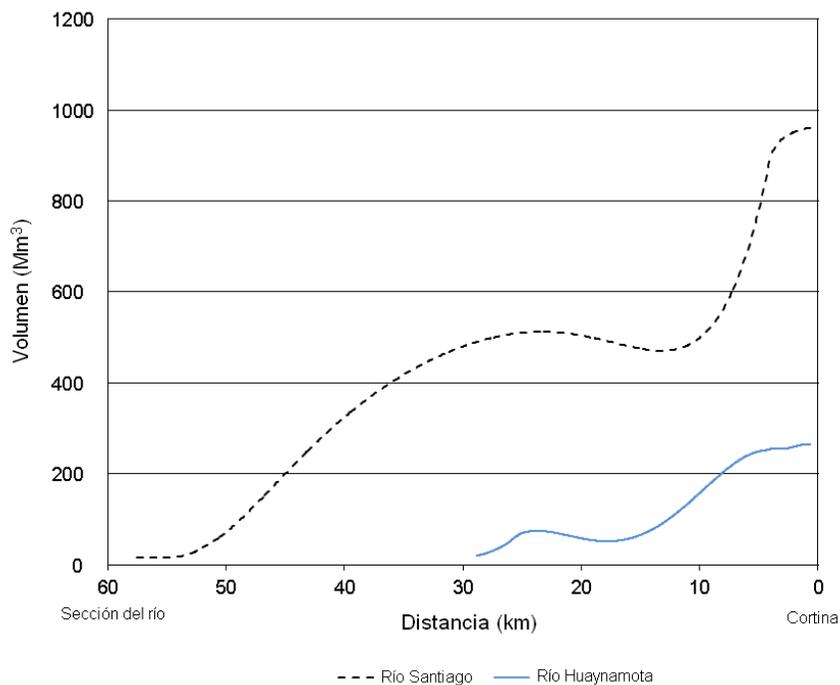


Figura 3.10. El volumen de agua de la presa de Aguamilpa como una función de la distancia.

Esta ecuación permite calcular el volumen de agua en el embalse en función al nivel de elevación del agua. Esta información es importante para la conservación y el control de las avenidas de agua de la presa. Las curvas de almacenamiento fueron desarrolladas para cada río tributario. Estas curvas muestran el volumen de agua almacenado en función a la localización, tomando como referencia que el inicio (la distancia atribuida como 0 km) es la cortina de la presa (Figura 3.10).

De acuerdo con lo anterior y en términos del modelo de calidad de agua, es importante no solamente prestar atención en el volumen de toda la presa que señala la curva de almacenamiento, sino que además es necesario conocer las características de las

diferentes zonas anteriormente identificadas. Dado que el flujo de agua se comportará en función a sus propiedades, principalmente a su densidad que depende directamente de la temperatura, la calibración hidrodinámica del modelo de calidad de agua pudiera verse modificada por errores en la construcción del modelo batimétrico en las elevaciones máximas y mínimas.

Cabe destacar que el modelo morfométrico es una representación aproximada de la geometría de la presa. Por consiguiente, el modelo tiene un error asociado que es mayormente debido al método utilizado para calcular el volumen de agua almacenada en las diferentes elevaciones (Chapra, 1997; De Anda *et al.*, 1998; Torres-Orozco, 2007). Estos errores son el resultado de usar métodos numéricos sobre los datos del estudio batimétrico (Chapra y Canale, 2009).

Otra fuente importante de error es la sedimentación en el embalse, proceso por el cual se reduce el volumen efectivo de agua almacenada a través del tiempo. Las corrientes superficiales que entran a la presa transportan materiales a través del proceso de convección (Shen y Julien, 1993; Chapra, 1997); debido a la morfología de las presas, el régimen hidráulico cambia, modificando con ello la velocidad y los patrones de circulación por lo que el proceso de la advección deja de ser el mecanismo predominante de transporte y la sedimentación permite depositar y acumular sólidos en el fondo de la presa (Chapra, 1997). Asumiendo que los sólidos se concentran en el fondo de manera uniforme, la elevación real en el fondo de la presa se incrementará con el paso del tiempo y la capacidad de almacenamiento de agua se reducirá (Shen y Julien, 1993; Schnoor, 1996; Thibodeaux, 1996). El modelo morfométrico descrito en la ecuación (3.2) puede usarse para calcular el volumen de almacenamiento en la presa; si se calcula la tasa de sedimentación en el embalse (Shen y Julien, 1993; Chapra, 1997), entonces puede ser calculado el volumen de almacenamiento que se ha perdido por sedimentación a través del tiempo, y posteriormente recalcularse el volumen real ajustando la ecuación propuesta en este trabajo. Esta situación es muy importante ya que, tal y como sugieren Endreny y Wood (2001), los errores en los modelos batimétricos pueden dar como resultado errores significativos en el desarrollo del modelo hidrodinámico y de calidad de agua.

3.4. Conclusiones del capítulo.

El presente capítulo demostró que fue posible realizar una batimetría con una buena resolución a partir de una metodología innovadora, utilizando a DEMs en uno de las presas tropicales más grandes del mundo. Los resultados del modelo batimétrico muestran un grado de ajuste del modelo aceptable en relación a la curva hipsográfica proporcionada por la CFE en la presa de Aguamilpa, observándose solamente un 0.3 % de error relativo medio.

Comúnmente los científicos e ingenieros utilizan los datos obtenidos a partir de un sonar, situado debajo o en un costado de un bote, con el fin de obtener las diferentes profundidades de un cuerpo de agua y con ello construir los mapas batimétricos. Se demostró que el uso del software WMS fue provechoso ya que el desarrollo de la batimetría de la presa de Aguamilpa tomó horas en lugar de semanas o meses. Asimismo, el WMS presentó la ventaja de poder modificar la batimetría de la presa de manera manual a fin de asegurar que los resultados coincidían con lo reportado con otros estudios, contrarrestando con ello la posible baja resolución de los DEMs utilizados para su desarrollo.

La aplicación de la metodología propuesta en el presente trabajo puede ser extrapolada para el desarrollo de modelos batimétricos en otras presas alrededor del mundo. En este sentido, la herramienta propuesta aumentaría la confiabilidad y disminuiría los tiempos de ejecución en el desarrollo de modelos de calidad de agua. Una vez creada la batimetría, el uso del WMS permitirá simplificar o incrementar su complejidad a fin de determinar si existe un punto crítico en la cual los resultados hidrodinámicos o de calidad de agua se pudieran ver comprometidos. Finalmente, una posible simplificación en la batimetría que reproduzca resultados confiables, puede reducir los tiempos de simulación.

Capítulo IV

Balance hídrico

4.1. Introducción.

Partiendo de la dificultad que implican la solución de un problema y la toma de decisiones para el desarrollo de nuevas estrategias de manejo, los modelos proveen una base para representar la interconexión de diversos fenómenos ambientales, como parte de un esfuerzo para generar una herramienta capaz de reproducir los resultados observados, y predecir la respuesta de un sistema bajo diferentes escenarios de simulación.

Dado que los modelos ambientales son capaces de representar las complejidades de sistemas multivariados, como los típicamente presentes en el ambiente, éstos se convierten en una manera útil de entender y estudiar, por ejemplo, los diversos cuerpos de agua. Los modelos ambientales son una combinación de métodos estocásticos y estadísticos, donde funciones deterministas, métodos numéricos y algunas

suposiciones teóricas así como también semiempíricas, implican la realización de balances (Maidment, 1993).

Los modelos ambientales tienen una gran variedad de usos, especialmente cuando son aplicados a cuerpos de agua superficiales. Tales usos pueden ser tan variados como, estudiar el riesgo de exceder la capacidad de almacenamiento de la presa Soyang en Corea del Sur (Kwon y Moon, 2006), simular el comportamiento del oxígeno disuelto en la presa de Aguamilpa en México (de Victorica-Almeida, 1996), evaluar el riesgo de condiciones de flujo extraordinarias que puedan sobrepasar la capacidad de almacenamiento debido a eventos meteorológicos extraordinarios también en la presa de Aguamilpa (Marengo, 2006), simular diferentes escenarios de la calidad de agua en la presa de Barra Bonita en Brasil (Chaves y Kojiri, 2003), o bien, identificar por separado los efectos de la variación climática y los efectos de actividades antropogénicas en la formación de los escurrimientos en el río Krishna en India (Bouwer *et al.*, 2006), e incluso simular escenarios de cambio climático bajo un incremento en los patrones de la temperatura ambiente y precipitación (McMahon, 1993; Rasmusson *et al.*, 1993; Alexander *et al.*, 2008).

Independientemente de los factores económicos, sociales y políticos, el manejo de los recursos hídricos es un elemento estratégico para el desarrollo de cualquier país, a pesar de las condiciones regionales de abundancia o escasez de agua. Un claro ejemplo es México: después de un análisis de las tendencias de irrigación entre 1965 y 1995 y estimando las demandas futuras de este recurso hídrico, Barker *et al.* (2000) propusieron que si bien México tiene los suficientes recursos para satisfacer sus demandas estimadas hasta 2025, es indispensable que se aumente sus capacidades de almacenamiento de agua para asegurar el cumplimiento de demandas futuras.

La habilidad de operación y manejo de los cuerpos en cualquier región del mundo es sinónimo de la aptitud de mantener la disponibilidad de agua para satisfacer sus necesidades presentes y futuras, como el consumo, la generación de energía y la producción agrícola sustentable; en este sentido, las políticas de manejo de un cuerpo de agua se encuentran relacionadas con la capacidad de mantener la disponibilidad de agua en una cierta región. Los modelos pueden usarse como apoyo en este proceso de

toma de decisiones, concernientes al manejo de los recursos hídricos (Labadie, 2004; Koh *et al.*, 2002) y al manejo integral de una cuenca hidrológica (Puhlman *et al.*, 2006).

El término disponibilidad de agua es asociado frecuentemente a la cantidad de agua, sin embargo, la disponibilidad de agua realmente depende tanto de la cantidad como de su calidad (Jiménez-Cisneros, 1996; Jiménez *et al.*, 1998; D'Urquiza-Díaz *et al.*, 2009). Dado que la disponibilidad de agua es un término dual, que abarca tanto la cantidad como la calidad, en términos prácticos es necesario separarlos aunque éstos se encuentren estrechamente relacionados entre sí.

Por otro lado, la disponibilidad de recursos hídricos se ve afectada por las condiciones climáticas, que a su vez, dependen del comportamiento atmosférico global y sus ciclos anuales; se hace necesaria, entonces, la construcción y operación de presas como una vía para almacenar grandes cantidades de agua y disponer de ella para diferentes fines (Barker *et al.*, 2000). Sin embargo, la interrupción de los cauces de los ríos modifica los regímenes hidráulicos de estos cuerpos de agua, alterando así la dinámica de cantidad de agua y su calidad (de Victorica, 1984; Smithers, 2004; Fearnside, 2005; Richter y Thomas, 2007).

El nivel de agua almacenado en una presa es el resultado del balance dado por relaciones hidrológicas básicas, en las que los cambios de agua almacenada dependen de la relación entre la tasa de entradas y todas las salidas de agua del sistema (Wetzel, 2000). Algunos de estos flujos (precipitación directa, escurrimiento y evaporación, por ejemplo) están en función de las variables meteorológicas del área (Schnoor, 1996; Chapra, 1997), las cuales, a su vez, presentan un comportamiento estacional y temporal (Oyebande *et al.*, 1980; Bouwer *et al.*, 2006; Chahinian y Moussa, 2007).

El establecimiento del balance hídrico es complejo, sin embargo, es importante debido a la influencia que ejerce sobre los parámetros que determinan la calidad y cantidad del agua. Por tal motivo, el presente capítulo presenta un balance hídrico en la cuenca de la presa de Aguamilpa durante seis ciclos hidrológicos completos, a fin de discutir las características dinámicas de cantidad de agua en la presa de Aguamilpa, en aras de realizar una evaluación posterior de la calidad de agua.

4.2. Metodología.

El balance hídrico se utiliza para estimar la cantidad de agua almacenada en un cuerpo de agua determinado. En general, el balance de agua consiste en reconocer el cambio en el volumen de agua almacenado con el paso del tiempo (Sokolov y Chapman, 1974), el cual es igual a la suma de los aportes menos la suma de los flujos de salidas para cualquier cuerpo de agua en un período de tiempo específico (Thomann y Mueller, 1987; Chapra, 1997; Fetter, 2001; Aparicio, 2005; Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007; IAEA, 2007). Este balance es expresado en la ecuación general de balance hídrico para cualquier cuerpo de agua:

$$\text{Acumulación} = \sum (\text{Entradas}) - \sum (\text{Salidas}) \quad (4.1)$$

Donde la acumulación de agua es el cambio en el volumen almacenado en la presa como una función de tiempo (V/t); sin embargo, en el límite diferencial, este cociente puede estar escrito como dV/dt , asumiendo que los cambios de densidad de agua son insignificantes.

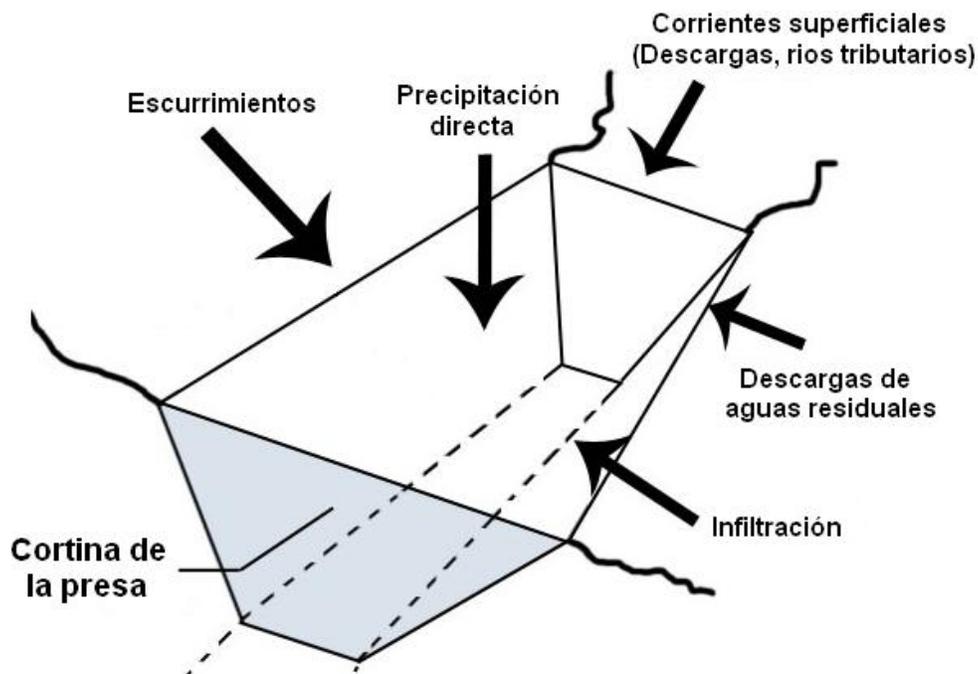


Figura 4.1. Representación gráfica de los componentes de entrada en un balance hídrico en una presa.

El balance de agua asume que es posible identificar y cuantificar o estimar las entradas y salidas de agua para un cuerpo de agua en particular. Por consiguiente, según Sokolov y Chapman (1974), Thomann y Mueller (1987), Chapra (1997), Aparicio (2005) y Arredondo *et al.* (2007), los aportes predominantes para una presa son: las corrientes superficiales como ríos, la precipitación directa sobre la superficie de la presa, los escurrimientos, las descargas (de aguas residuales, por ejemplo) y la infiltración (Figura 4.1). Asimismo, las salidas están en la forma de corrientes superficiales como las descargas de las presas para la generación de energía eléctrica, las extracciones por bombeo para consumo, la evaporación, la evapotranspiración y la exfiltración de agua subterránea (Figura 4.2). En forma matemática, dichos flujos pueden ser representados en la siguiente ecuación diferencial (Chapra, 1997):

$$\frac{dV}{dt} = \sum_e (Q_{c,e} + Q_p + Q_{esc} + Q_d + Q_{inf}) - \sum_s (Q_{c,s} + Q_{evap} + Q_{evaptrans} + Q_{ext} + Q_{exf}) \quad (4.2)$$

En la ecuación (4.2), Q significa flujo volumétrico y sus subíndices diversos tienen el siguiente significado: c se refiere a los flujos de la superficie (los ríos o corrientes tributarias), y los subíndices e y s se utilizaron para hacer la distinción entre entradas y salidas. También, p respalda la precipitación directa; esc concuerda con los flujos debido a los escurrimientos de la cuenca a la presa; la d se utiliza para descargas. El inf se refiere a las corrientes de infiltración, mientras que el ext denota extracciones inducidas por el hombre; $evap$ se utiliza para evaporación, $evaptrans$ concuerda con la evapotranspiración y exf respalda la exfiltración. Así, la ecuación (4.2) es una representación de la distribución temporal de agua en la presa. A pesar de la variedad de términos utilizados en la ecuación (4.2), ésta puede simplificarse a fin de facilitar el cálculo de cantidad de agua; por ejemplo, algunos organismos oficiales, como en México, simplifican el término de acumulación de la ecuación (4.1) en términos de la generación de escurrimientos en la cuenca, componente que está en función a la precipitación, evaporación e infiltración (SEMARNAT, 2002). Cabe destacar que muchas disposiciones legislativas a nivel internacional coinciden con esta simplificación en la metodología de balance de agua (SEMARNAT, 2002).

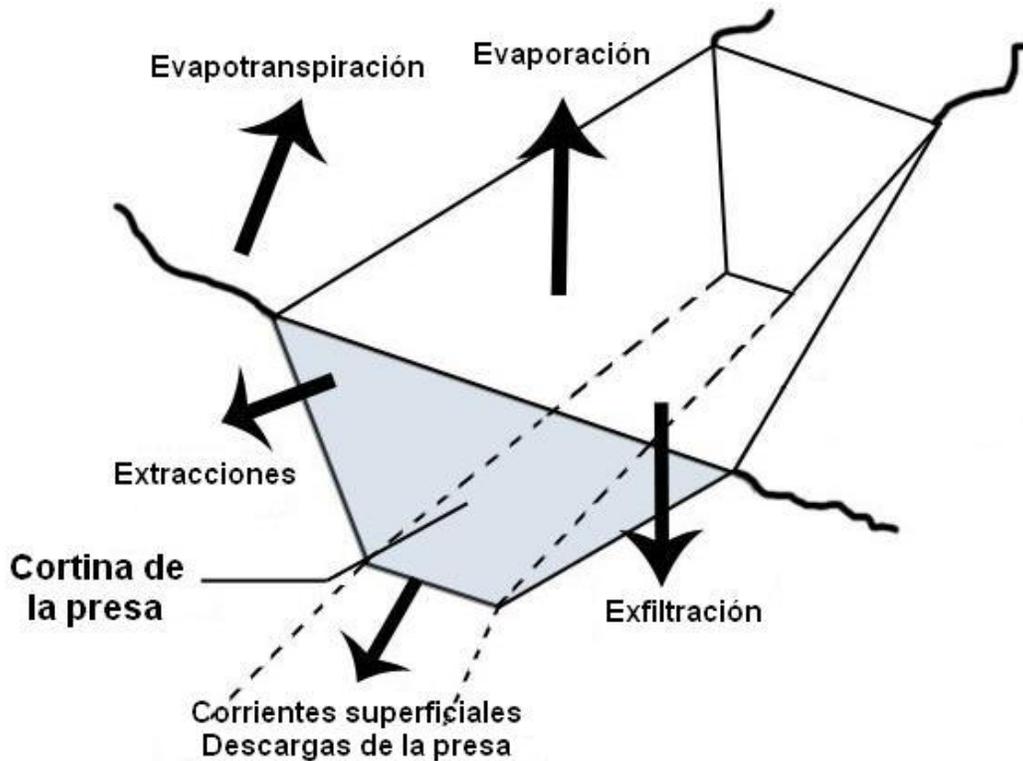


Figura 4.2. Representación gráfica de los componentes de salida en un balance hídrico de una presa.

Para calcular el balance hídrico de la presa de Aguamilpa se tomaron como base los datos proporcionados por la Comisión Federal de Electricidad, durante el período de enero de 2003 a diciembre de 2008 (CFE, 2009). Cabe destacar que en la ecuación de balance de la presa de Aguamilpa no se consideró la recarga o afloramientos de aguas subterráneas ni la evapotranspiración. De esta forma, la ecuación (4.2) se escribió como:

$$\frac{dV}{dt} = \sum_e (Q_d + Q_p + Q_{esc}) - \sum_s (Q_g + Q_{evap}) \quad (4.3)$$

A partir de esa ecuación, se especifica que el subíndice *d* se refieren a entrada de agua debido a las descargas por la generación de energía eléctrica y manejo de la presa El Cajón; mientras que el subíndice *g* se refieren al agua descargada debido al manejo de la presa de Aguamilpa (para la generación de energía eléctrica y control de avenidas de agua).

Dado que en el límite diferencial, el incremento de una variable tiende a su diferencial, es decir, $\Delta V \rightarrow dV$ y $\Delta t \rightarrow dt$, entonces:

$$\Delta V = (Q_d + Q_p + Q_{esc} - Q_{evap} - Q_g) \Delta t \quad (4.4)$$

Donde los intervalos de volumen y tiempo corresponden a las siguientes definiciones:

$$\Delta V \equiv V - V_o \quad (4.5)$$

$$\Delta t \equiv t - t_o \quad (4.6)$$

Donde a su vez, V_o es el volumen inicial para el intervalo de tiempo Δt , y t_o es el tiempo inicial considerado arbitrariamente como igual a cero.

La ecuación (4.4) constituye el balance hídrico de la presa de Aguamilpa, cuya expresión está escrita en términos de flujos volumétricos. Por otro lado, el producto de un flujo volumétrico por el tiempo resulta en un volumen. Así, una aproximación a la ecuación (4.4) en términos de volúmenes totales sobre una base temporal constante (indicada por un intervalo de tiempo Δt acorde a la ecuación 4.6) se expresa a continuación:

$$\Delta V \approx V_d + V_p + V_{esc} - V_{evap} - V_g \quad (4.7)$$

Así, el balance volumétrico de la presa de Aguamilpa descrito en la ecuación (4.7) sobre períodos definidos de tiempo, puede usarse para aproximar el balance hídrico de la ecuación (4.3), y explicar así el funcionamiento hidrodinámico de la presa. Desde luego, la resolución temporal de los datos empleados para calcular dichos volúmenes influye sobre la calidad de la aproximación: entre menor sea el período de tiempo al que correspondan los datos sobre el cual se aplique la ecuación (4.7), mejor será su aproximación a las condiciones reales del balance.

Asimismo, se sustituye la ecuación (4.5) en (4.7):

$$V = V_o + V_d + V_p + V_{esc} - V_{evap} - V_g \quad (4.8)$$

Resta ahora explicar la metodología empleada para calcular los diferentes elementos del balance volumétrico de la presa de Aguamilpa según la ecuación (4.8). Sokolov y Chapman (1974), Thomann y Mueller (1987), Chapra (1997), Aparicio (2005), IAEA (2007) y Arredondo *et al.* (2007), presentan algunos métodos convencionales para el cálculo o la estimación de los flujos volumétricos dados por esta ecuación; sin embargo, para el caso de cuerpos de agua con información limitada, como es el caso de la mayoría de las presas tropicales, es un reto adecuar todos los términos del balance hídrico. Los esfuerzos para llevar a cabo tal tarea frecuentemente resultan en la combinación de datos provenientes de un análisis estadístico previo o bien de algunos otros cálculos o modelos, los cuales permiten solventar las bases de datos incompletas de las diferentes entidades (Güntner *et al.*, 2004).

Si bien los procesos hidrológicos, tales como los términos de la ecuación (4.3), se desarrollan en un período de tiempo continuo, los registros de las bases de datos hidrológicas están definidos en un período de tiempo discreto, de manera tal que dichos registros resultan de monitoreos continuos. Por consiguiente, la mayoría de series de tiempo hidrológicas contienen datos anuales, semestrales, trimestrales, bimensuales, mensuales, semanales, diarios o incluso por hora (Salas, 1993). En este sentido, a fin de adecuar correctamente los términos de la ecuación (4.3), se recomienda que el período de tiempo para todos los datos sea el mismo. Por lo regular esto no sucede durante la recopilación de información, por lo que es necesario un análisis en series de tiempo a fin de generar esta información, así como también para estimar datos no registrados e incluso extender registros hidrológicos (Salas, 1993).

4.2.1. Aportes de agua en la presa de Aguamilpa.

A continuación se presentan métodos de estimación de los términos del balance hídrico para presas, según la ecuación (4.3):

a) Corrientes superficiales.

En primer lugar, se identificaron todos los ríos tributarios que contribuyen con entradas de agua en la presa, con el objetivo de estimar el flujo volumétrico de tales afluentes. Dado que no existe información hidrométrica disponible para tales flujos, se consideró realizar muestreos puntuales de la velocidad de agua a diferentes profundidades de la presa, utilizando las áreas de sección transversal para cada sitio de muestreo a fin de estimar sus respectivas tasas de flujo, de acuerdo con lo recomendado por Gupta (1989), Chapra (1997) y Aparicio (2005); desafortunadamente, la logística que implica dichos muestreos y dado que el modelo necesita información hidrométrica con una alta precisión en intervalos de tiempos menores a 12 horas, la cuantificación de los flujos de los ríos tributarios de la presa de Aguamilpa fue descartada.

Sin embargo, la velocidad superficial del agua utilizada para la generación de energía eléctrica y para el control de avenidas de agua fue medida con estructuras hidráulicas conocidas como vertederos, que son estructuras donde se miden las descargas de agua en las presas (Munson *et al.*, 1994; Naudascher, 2000). Para el caso de la presa de Aguamilpa, dicha información fue proporcionada por la CFE durante el período de estudio (CFE, 2009).

b) Precipitación directa.

La información histórica mensual sobre la precipitación directa en el cuerpo de agua fue obtenida de una estación meteorológica ubicada en la presa de Aguamilpa, en las coordenadas 21° 50' 32" latitud norte y 104° 46' 29" longitud oeste, a cargo de la CFE. Posteriormente, se realizó una validación estadística de dicha serie de datos para determinar si los mismos se ajustan a alguna de las distribuciones de probabilidad existentes (Breña y Breña, 2005).

Fue también importante analizar los datos de las series de tiempo a fin de descartar las posibles tendencias cíclicas o estacionales (Breña y Breña, 2005); este análisis fue realizado con la finalidad de conocer si dicha información está influenciada por fenómenos naturales como *El Niño* (Rasmusson, 1985; Bowden y Semazzi, 2007; Alexander *et al.*, 2008), el cual puede afectar a la hidrodinámica de la presa (Rasmusson *et al.*, 1993; Knebl *et al.*, 2005; Awulachew, 2006; Marengo, 2006). El ciclo

de oscilación del sur *El Niño* (ENSO, por sus siglas en inglés) se debe a un calentamiento atípico en los estratos superiores del océano en las costas del Océano Pacífico en Sudamérica, que da como resultado una oscilación en la presión de la superficie entre el Pacífico occidental y oriental (Rasmusson *et al.*, 1993). Esta oscilación es asociada con los patrones anuales de variación climatológica: cuando se lleva a cabo la interacción atmósfera-océano en la región tropical del Océano Pacífico, el patrón de vientos superficiales se modifica, cambiando la dinámica de intercambio de calor entre los estratos superficiales oceánicos, la cual da como resultado cambios en las temperaturas ambientales y en los patrones de precipitación (Rasmusson, 1985; Rasmusson *et al.*, 1993). El ciclo ENSO consta de dos fases consecutivas anuales: la primera en la cual la superficie de agua salada se calienta e incrementa la precipitación convectiva, y posteriormente la fase complementaria durante el siguiente año, cuando el mar se enfría y la precipitación disminuye (Rasmusson *et al.*, 1993).

Una vez realizado el análisis en series de tiempo para eliminar valores atípicos, encontrar tendencias y comportamientos estacionales en la información obtenida, se llevó a cabo el cálculo del aporte de agua expresado en términos de volumen, debido a la precipitación directa V_p sobre la presa a partir de la siguiente expresión:

$$V_p = P A_{sup} \quad (4.9)$$

Donde P es la precipitación mensual expresada en metros y A_{sup} es el área superficial de la presa expresada en m^2 .

c) Escurrimientos de la cuenca.

La generación de escurrimientos está relacionada con la corriente de agua que circula en la superficie de las áreas de drenaje de la cuenca adyacente a la presa. Según la revisión de literatura científica, existen diversos métodos disponibles que usan estrategias y herramientas diferentes para modelar los flujos de escurrimientos superficiales a un cuerpo de agua. La primera contribución significativa para el cálculo de los escurrimientos se hizo por Mulvaney (1851), quien describió el concepto de tiempo de concentración (el tiempo que le toma al agua acumularse en un lugar dado después de haberse precipitado). Posteriormente surgió el método más usado para

estimar los escurrimientos, desarrollado por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (*USDA Soil Conservation Service*) (USSCS, 1986; SEMARNAT, 2002; Aparicio, 2005). Según Kent (1996) y NTIS (1999), el método pondera la intensidad pluvial con coeficientes promedio y es válido para regiones con precipitación media anual entre 350 mm y 2,150 mm.

Además del método de la *USDA Soil Conservation Service* (SCS), otras investigaciones se han llevado a cabo a fin de desarrollar de modelos estocásticos a partir de datos meteorológicos en cuencas grandes, como el Modelo de Probabilidad-Distribuida (PDM, por sus siglas en inglés), que correlaciona los datos de escurrimientos con los de precipitación (Moore, 2007; Kay *et al.*, 2007), o investigaciones como las realizadas por Oyebande *et al.* (1980) y Kouassi *et al.* (2007) quienes adaptan los datos de escurrimientos con las distribuciones de probabilidad existentes y algunos otros que realizan un análisis en series de tiempo (Weber y Stewart, 2004).

El trabajo realizado en la presa de Aguamilpa combina el método de la *USDA Soil Conservation Service* con un análisis en series de tiempo de la precipitación. El método de la *USDA Soil Conservation Service* consiste en utilizar la información de precipitación directa en la presa para estimar el escurrimiento en toda la cuenca mediante la siguiente ecuación (Slack y Welch, 1980; Shi, 2007):

$$V_{esc} = C_e P A_{imp} \tag{4.10}$$

Donde P representan los datos de precipitación diaria en la presa de Aguamilpa multiplicado por el área de la cuenca que impacta directamente al sistema (A_{imp}), y calculando el escurrimiento mediante la corrección de este valor por medio de un coeficiente de escurrimiento C_e , el cual puede calcularse como (Campos, 1992):

Si $K \leq 0.15$

$$C_e = K \left(\frac{P - 250}{2000} \right) \tag{4.11}$$

Si $K > 0.15$

$$C_e = K \left(\frac{P - 250}{2000} \right) + \left(\frac{K - 0.15}{1.5} \right) \tag{4.12}$$

Donde queda en evidencia que la generación de escurrimientos se ve directamente afectada por la permeabilidad del terreno. Por consiguiente, es necesario utilizar un SIG que permita calcular, con ayuda de capas temáticas, la información concerniente al tipo del terreno, cobertura vegetal y uso de suelo del área de estudio (Arroyave y Giraldo, 1997; Mendoza *et al.*, 2002; Henríquez *et al.*, 2006). En función a esta información, se utilizan los siguientes valores del factor de permeabilidad K (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Factor de permeabilidad K en función al uso de suelo y vegetación.

<i>Uso o cubierta del suelo</i>	<i>K</i>
Cultivos (en surcos, legumbres, rotación de praderas)	0.24
Pastizal con más del 75% cubierto	0.14
Bosque con más del 75% cubierto	0.07
Cascos y zonas con edificaciones	0.26
Vegetación secundaria (pradera permanentemente)	0.18
Residencial mediana densidad	0.35

Los valores C_e y K indican que del total de la precipitación observada, sólo una parte queda en la superficie del suelo y forma escorrentía, fluyendo por gravedad a terrenos más bajos, la cual puede ser interceptada por la vegetación del suelo o por infiltración (McGhee, 1999).

4.2.2. Salidas de agua en la presa.

De la misma forma que se realizó para los flujos de entrada, a continuación se presentan los flujos de salida más comunes de una presa, de acuerdo con la ecuación (4.2), con su cálculo o sus métodos de estimación:

a) Corrientes superficiales.

Dado que las presas se construyen usualmente sobre el curso de un río, los embalses son exorreicos, lo que significa que al menos un flujo sale de la cuenca de la presa. Por

consiguiente, es indispensable identificar y cuantificar los flujos descargados de la cortina de la presa en función a un período de tiempo dado. Estos flujos, por lo general, son medidos por los encargados del manejo y operación de estas estructuras hidráulicas, por lo que únicamente es necesario recopilar los datos de descarga de vertederos y compuertas, como en el caso de la presa de Aguamilpa (Chapra, 1997; Naudascher, 2000; Aparicio, 2005).

b) Evaporación.

El flujo por evaporación en la presa puede ser estimado mediante un análisis de pronóstico estadístico de la información histórica de las estaciones meteorológicas que se encuentran en las proximidades de la presa, o midiendo la evaporación en cacerolas flotantes sobre la superficie del agua en la misma presa (Shuttleworth, 1993; Shuttleworth *et al.*, 1988). Otro método para la medición de la evaporación en presas es la utilización de evaporímetros en las estaciones meteorológicas.

En cualquier caso, la validación estadística de la información obtenida es indispensable (Breña y Breña, 2005; Kouassi *et al.*, 2007b), así como la calibración de datos por medio de coeficientes empíricos (Shuttleworth, 1993; Chapra, 1997). Para compensar una sobrestimación, las medidas reales son comparadas con valores teóricos de evaporación, obteniendo así un factor medio de eficiencia. Al proceso anteriormente descrito se le conoce como proceso de calibración, y es necesario porque las medidas directas de evaporación generalmente sobreestiman la evaporación real en la presa (Sokolov y Chapman, 1974).

Los valores teóricos de evaporación provienen de la solución de dicho componente en el balance de calor de la presa desarrollado en el capítulo II. Tal y como fue explicado anteriormente, la ecuación de balance de calor de la presa depende directamente de la radiación solar sobre el cuerpo de agua (Thomann y Mueller, 1987; Chapra, 1997); a su vez, esta variable está en función de la elevación y la latitud geográfica del cuerpo de agua en estudio y de la posición y movimiento del sol (Twidell y Weir, 2002). Por consiguiente, el valor de la radiación solar cambia no sólo con el día del año, sino que también en función del tiempo durante un mismo día. Esto representa un gran inconveniente, para el cual Ortiz-Jiménez y de Anda (2007) ofrecieron una primera

aproximación a la solución de la modelación del flujo de radiación solar total utilizando datos de Allen *et al.* (1998), en términos de los flujos medio de energía y del número medio de horas de insolación en el día 15 de todos los meses para una latitud específica. En un intento por mejorar el cálculo de la radiación solar diaria en presas tropicales, el presente trabajo de investigación plantea la utilización de modelos matemáticos, descritos en el capítulo II de la presente tesis, los cuales utilizan funciones matemáticas que describen la radiación solar instantánea, integrándolas sobre cualquier día entero del año para una elevación y latitud dadas (D'Urquiza-Díaz, comunicación personal, 2010).

Por consiguiente, para solucionar la ecuación de balance de calor, las variables críticas son la humedad relativa, la velocidad de viento, la temperatura del aire, el área de la superficie de la presa y el volumen de agua almacenada. Éstas son las variables que deben ser medidas, mientras que el resto de variables pueden ser modeladas o expresadas por medio de suposiciones válidas (Thomann y Mueller, 1987; Chapra, 1997; Twidell y Weir, 2002). Una vez que el flujo de evaporación ha sido estimado, éste se compara con la medida real de la estación meteorológica, obteniendo con ello el factor medio de eficiencia de evaporación.

El volumen de agua evaporada Q_{evap} (en Mm^3) puede calcularse como (Chapra, 1997):

$$V_{\text{evap}} = \eta E A_{\text{sup}} \quad (4.13)$$

Donde η es un factor de eficiencia de evaporación de la presa, E es el valor promedio de evaporación mensual y A_{sup} es el área superficial de la presa.

4.2.3. Tiempo de residencia hidráulico (TRH).

El tiempo de residencia hidráulico τ_e se calculó según las entradas de la presa de Aguamilpa, y está definido por:

$$\tau_e = \frac{V}{\sum_e (Q_d + Q_p + Q_{\text{esc}})} \quad (4.14)$$

Donde el denominador representa a todos los flujos de entrada en la presa de Aguamilpa: las descargas de agua de la presa El Cajón, la precipitación y los

escurrimientos. Dado que un flujo volumétrico es un cociente de un volumen durante un tiempo de flujo t , la Ecuación (4.14) se expresó en una forma más conveniente dados los datos disponibles:

$$\tau_e = t \left[\frac{V}{V_d + V_p + V_{esc}} \right] \quad (4.15)$$

Donde t es igual al número de días en un mes (posteriormente los días se convierten a años, por lo que el τ_e se expresa en años), donde t es el tiempo de flujo y los volúmenes de las descargas, precipitación y escurrimientos se consideraron sobre una base de cálculo mensual.

Desde un punto de vista práctico, el τ_e es el tiempo promedio en que tarda en remplazarse un volumen equivalente al volumen almacenado en la presa (Ryding y Rast, 1989). Diversos autores señalan que el τ_e se refiere al tiempo promedio en que será renovada totalmente el agua contenida en la presa y puede asociarse al transporte de los contaminantes en un cuerpo de agua (Monsen *et al.*, 2002).

4.3. Resultados y discusión.

4.3.1. Precipitación directa.

El volumen aportado por precipitación directa registrado en la presa de Aguamilpa durante el período de estudio se presenta en la Figura 4.3. Los resultados demuestran un fuerte contraste pluviométrico entre los meses de junio, julio, agosto y septiembre con el resto del año, situación que coincide con las características pluviales de otros sistemas tropicales (Navarro-Rodríguez *et al.*, 2004; Atobatele y Ugwumba, 2008). Por consiguiente, durante estos meses existe un incremento en el volumen de agua almacenado, y tomando como base lo observado en otros estudios, las propiedades fisicoquímicas y biológicas de calidad de agua en la presa pueden modificarse durante este período (Straskrabá *et al.*, 1993; Lind y Dávalos-Lind, 2002).

Según los datos registrados, se observó que los meses de enero y febrero fueron anormalmente lluviosos durante el 2003, 2004, 2005 y 2007; para la mayoría de los años de estudio, el inicio de la época de lluvias se registró en la última semana del mes

de junio, con excepción del 2006. Agosto fue el mes con mayor precipitación directa promedio registrada en la presa con un valor promedio de 273.6 mm.

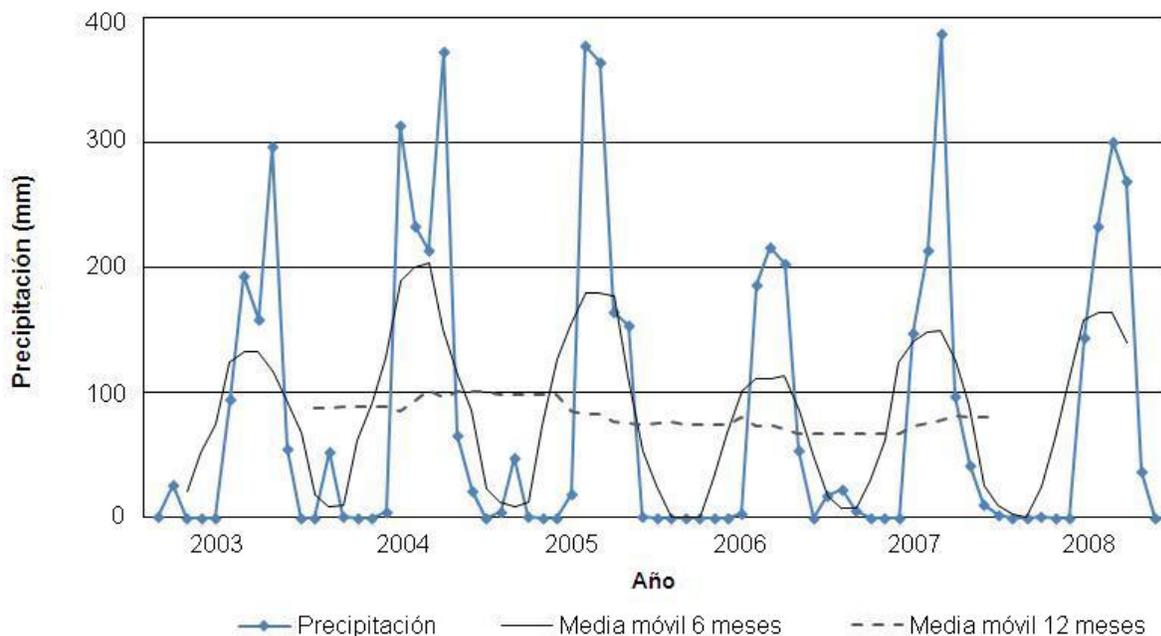


Figura 4.3. Análisis en series de tiempo de la precipitación directa mensual en la presa de Aguamilpa.

Un posterior análisis de la serie de tiempo para la precipitación, a través del promedio móvil con un orden de seis meses, demostró que la incidencia de la precipitación directa en la presa presentó un comportamiento estacional. Asimismo, el promedio móvil de 12 meses demostró un ligero descenso en esta componente del balance hídrico durante los últimos tres años del período de estudio.

De acuerdo a lo anterior, se realizó un análisis para conocer los patrones de precipitación en la presa de Aguamilpa (Figura 4.4). A partir de esta información se reconoció que en el año 2006 se registró la menor precipitación con respecto al período de estudio analizado, con una precipitación acumulada de 680.9 mm valor que es 47% menor a lo registrado durante 2004.

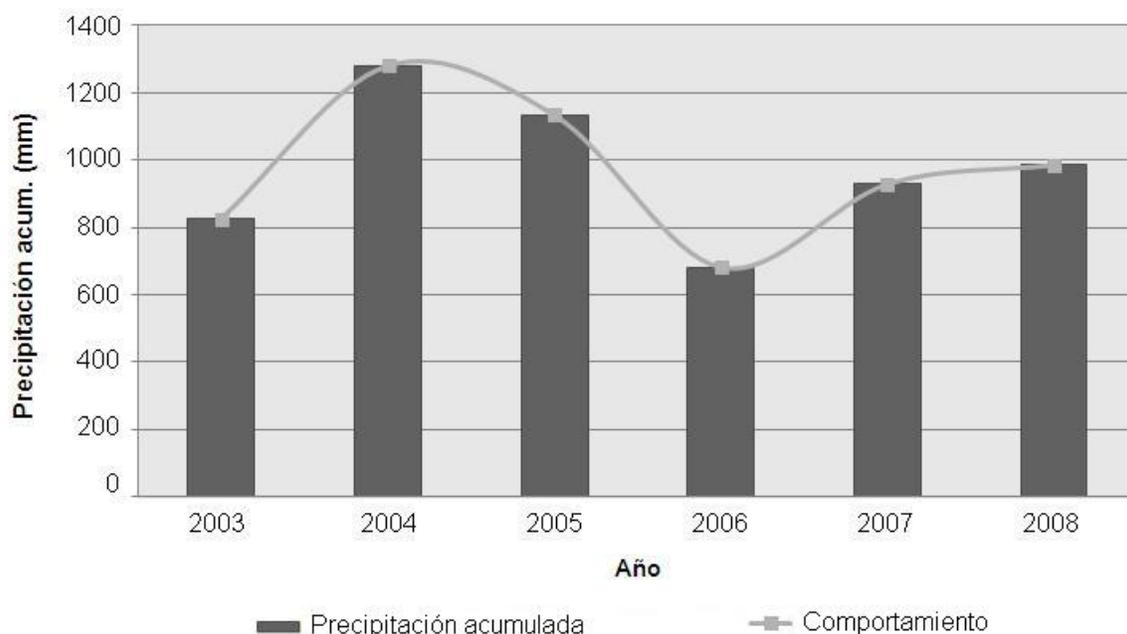


Figura 4.4. Precipitación directa anual en la presa de Aguamilpa.

Un posterior análisis de varianza demostró que existe una diferencia estadísticamente significativa entre los valores registrados de precipitación en la presa de Aguamilpa, los cuales se encuentran directamente asociados al año y al mes de observación (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Análisis de varianza para la precipitación en la presa de Aguamilpa.

Factor	Valor F
Año	16.09*
Mes	121.67*

*Presentó diferencia significativa a un nivel de confianza de 0.05

Finalmente, la prueba de rangos múltiples realizada por el método de la diferencia mínima significativa (LSD, por sus siglas en inglés), permitió identificar que el 2004 fue el año que registró mayor precipitación dentro del período de estudio (Figura 4.5). Durante ese año, se observó una precipitación máxima de 372.4 mm en el mes de septiembre.

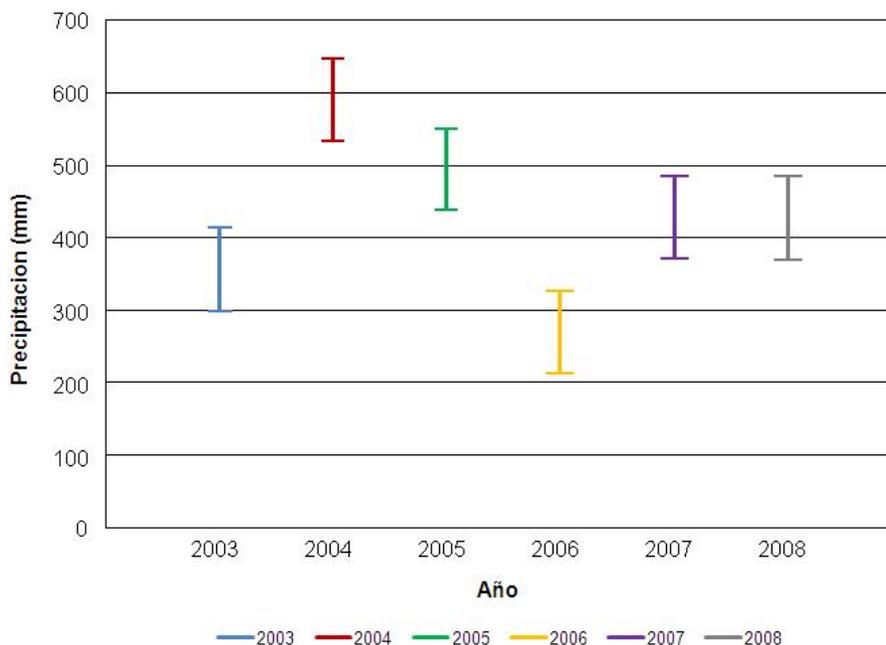


Figura 4.5. Grafico de medias para la precipitación anual en la presa de Aguamilpa por el método de la Diferencia Mínima Significativa (LSD por sus siglas en inglés)

Asimismo, la prueba de rangos múltiples permitió ratificar que durante el 2006 se presentó el menor volumen de precipitación para el período de estudio que comprende la presente investigación; dicha situación puede estar asociada al ciclo de oscilación del sur El Niño, el cual se tiene registro de su incidencia en México durante este año (Cerano-Paredes *et al.*, 2010).

4.3.2. Escurrimientos de la cuenca.

La Tabla 4.3 muestra el factor de permeabilidad para el cálculo de los escurrimientos en la presa, valores que fueron obtenidos a partir de la distribución del uso de suelo en el área de impacto a la presa utilizando la información oficial por parte de INEGI (2006). Al conjuntar los valores de k (Tabla 4.3) con los valores de precipitación anual para cada uno de los seis años estudiados, se obtuvieron seis diferentes valores para el coeficiente de escurrimiento, que variaron de 0.0218 a 0.0521 (es decir, teóricamente del 2.18% al 5.21% de la precipitación sobre el área de impacto terminará en forma de escorrentía superficial hacia la presa de Aguamilpa). Estos valores para el coeficiente de escurrimiento son consistentes con los valores sugeridos por Fetter (2001) para

zonas sin urbanizar y con una gran cantidad de vegetación, y es confirmado por estudios realizados en otros cuerpos de agua tropicales (D'Urquiza-Díaz, 2004; Ortiz-Jiménez, 2005).

Tabla 4.3. Factor de permeabilidad (k) para la presa de Aguamilpa.

Uso de suelo	Factor k	Porcentaje en área	Factor k ponderado
Bosques de encino	0.07	38.8	0.0271
Selva baja caducifolia	0.07	33.0	0.0231
Pastizales	0.14	11.2	0.0156
Vegetación secundaria	0.18	10.6	0.0190
Agricultura de temporal	0.24	5.6	0.0134
Zona urbana	0.35	0.8	0.0028
		100	0.1012

Dado que los valores para el escurrimiento en la presa de Aguamilpa fueron estimados a partir de los datos de precipitación directa a la presa, el comportamiento de esta componente del balance hídrico fue similar al observado para la precipitación, alcanzando un máximo ponderado mensual de 398.43 Mm³ durante el mes de septiembre de 2004. El valor ponderado anual máximo para los escurrimientos en la presa de Aguamilpa durante el período de estudio se estimó en 1369.24 Mm³. En este sistema, los aportes por escurrimiento son mayores por parte de la subcuenca del río Huaynamota debido a que esta subcuenca representa el 68.7% de la cuenca de la presa de Aguamilpa.

4.3.3. Evaporación.

La Figura 4.6, muestra los valores registrados para la evaporación en la estación meteorológica de la CFE localizada en la cortina de la presa de Aguamilpa. Los valores más altos se registraron durante los meses de marzo a mayo, previo a la época de lluvias. La máxima pérdida de agua por evaporación en la presa de Aguamilpa se

registró durante el mes de mayo de 2004, con una evaporación mensual de 309.7 mm, mientras que el mes de septiembre de 2007 representó la menor pérdida de agua por evaporación con 121.1 mm. Con el análisis del promedio móvil de 6 meses se identificó un comportamiento cíclico de esta componente a lo largo del período de estudio. Asimismo, el análisis del promedio móvil de 12 meses permitió explicar que la pérdida de agua anual en la presa de Aguamilpa, por efecto de la evaporación, fue constante a lo largo de los seis años de estudio.

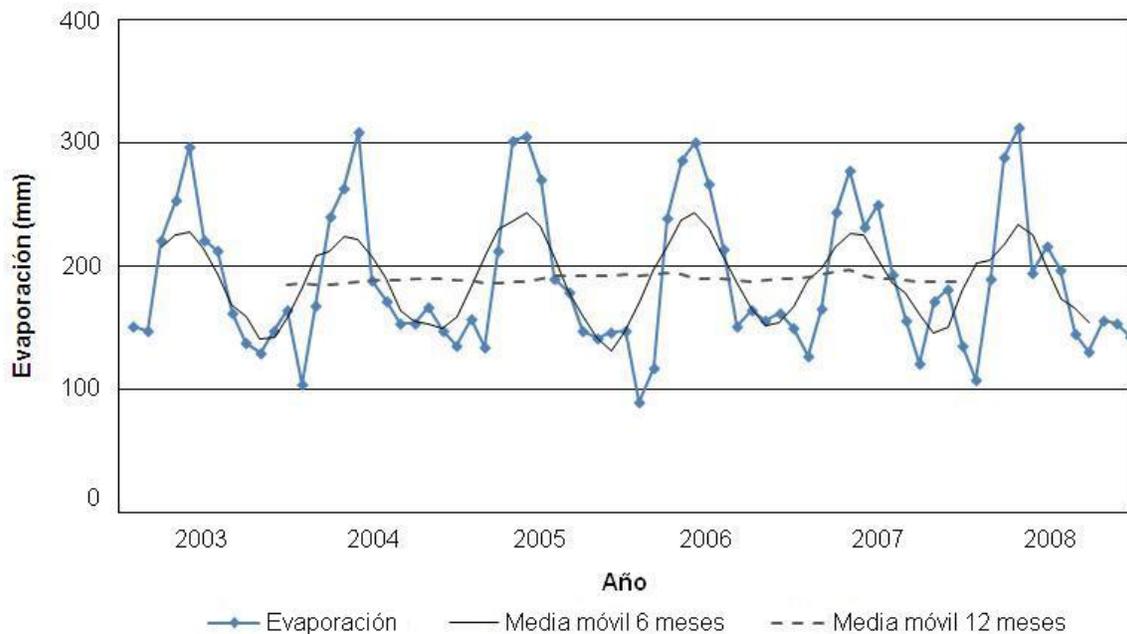


Figura 4.6. Análisis en series de tiempo para la evaporación en la presa de Aguamilpa.

El cálculo de evaporación se realizó de acuerdo a la ecuación 4.13, tomando en cuenta que el área superficial de la presa de Aguamilpa varió en función del volumen de agua registrado. Con el objetivo de efectuar la calibración para la evaporación registrada en la presa, se llevó a cabo el cálculo teórico de la pérdida de agua por evaporación; los resultados obtenidos se presentan en la Figura 4.7.

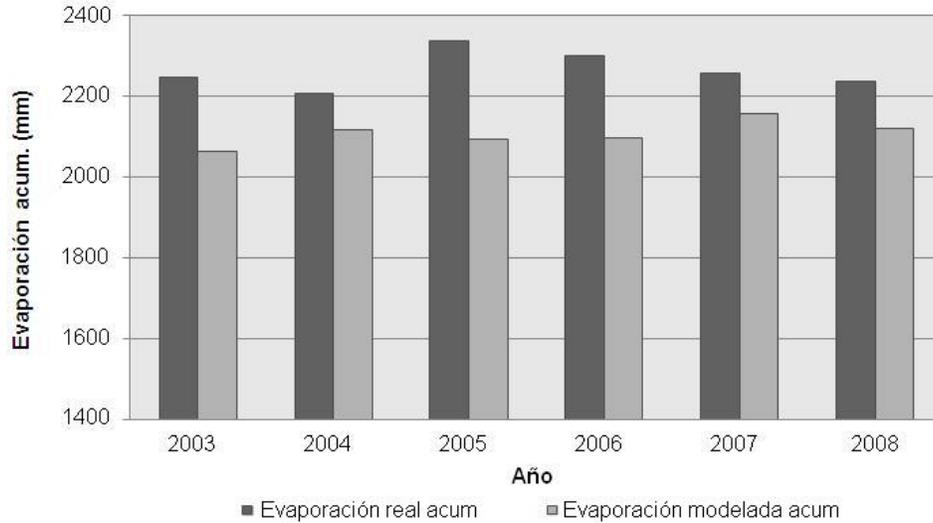


Figura 4.7. Evaporación real y modelada en la presa de Aguamilpa.

El cálculo del factor medio de eficiencia de evaporación se obtuvo a partir de la regresión lineal de los datos obtenidos para la evaporación real y teórica (Figura 4.8). Los resultados obtenidos muestran una alta correlación entre los datos, donde la pendiente de la línea recta que representa el comportamiento de los datos presentó un valor de 0.9226. Dicho valor representa el factor de corrección que debe ser aplicado para la componente de evaporación en la presa, el cual coincide con los valores reportados en otros cuerpos de agua tropicales en México (de Anda, 1998; Gaytan *et al.*, 2009).

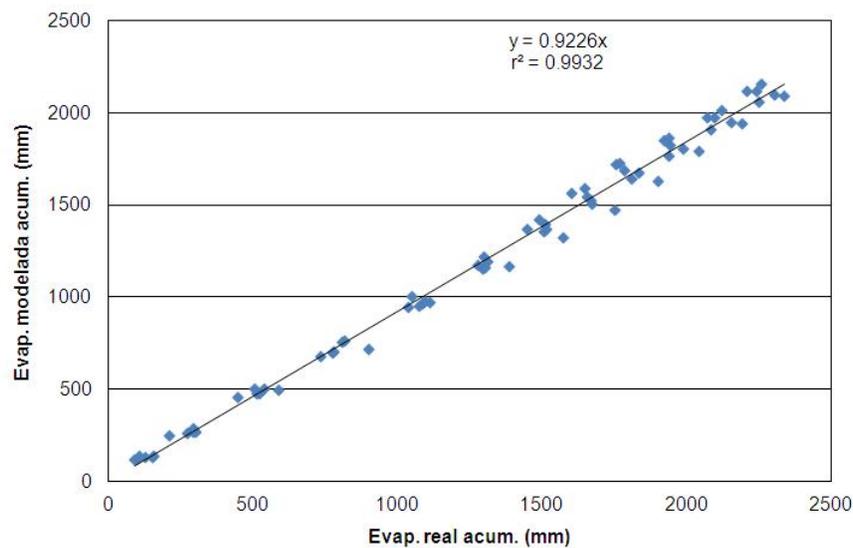


Figura 4.8. Factor de corrección medio para la evaporación en la presa de Aguamilpa.

4.3.4. Volumen aforado y descargado.

El volumen agua utilizado para la generación de energía eléctrica y el control de avenidas de agua tanto en la presa de Aguamilpa como en la presa El Cajón, fue variable a través del período de estudio (Figura 4.9). Los resultados revelaron que durante los primeros dos años, las descargas de agua tanto en la presa Aguamilpa como en El Cajón fueron mayores con respecto a lo observado en el resto del período de estudio, principalmente en la época de lluvias, lo que sugiere que dichas descargas se realizaron para el control de las avenidas de agua en ambos sistemas. Durante dicho período, el volumen de agua descargado de la presa El Cajón alcanzó un máximo de 2,392.2 Mm³, mientras que en la presa de Aguamilpa se registró un volumen máximo de 1,938 Mm³ durante el mes de septiembre de 2004 para ambos casos. Por otro lado, el registro de las descargas de agua de la presa El Cajón muestra que la operación de dicha presa fue similar a lo observado en la presa de Aguamilpa, de tal forma que el volumen de agua utilizado fue mínimo para ambas presas durante el 2006.

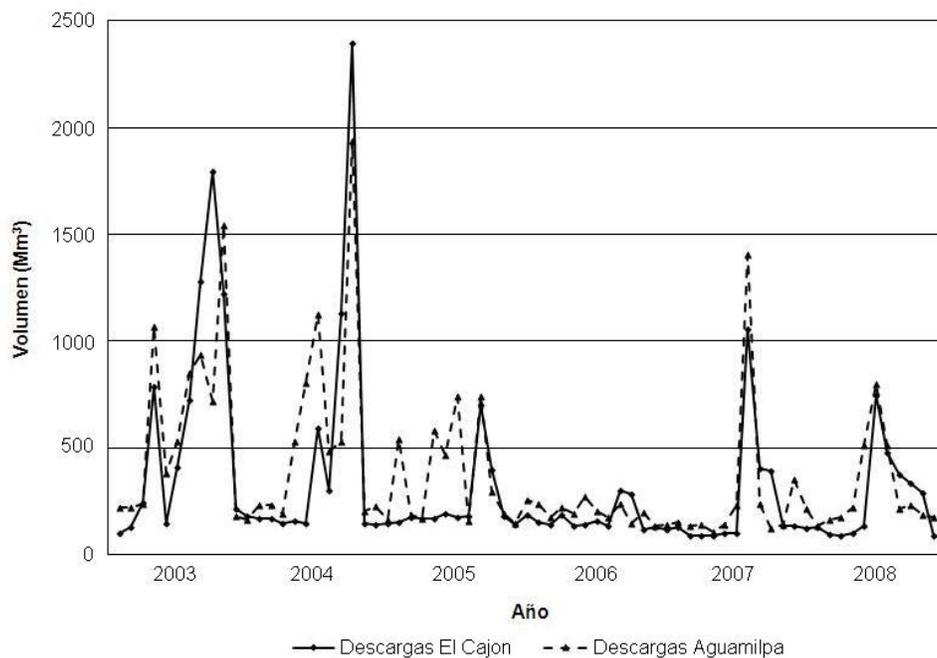


Figura 4.9. Volumen de agua utilizado para la generación de energía eléctrica y control de avenidas de agua en las presas de Aguamilpa y El Cajón.

4.3.5. Modelo de balance hídrico.

La figura 4.10 muestra el volumen de agua obtenido mediante el modelo de balance hídrico realizado y se compara con el volumen real registrado en la presa de Aguamilpa durante el período de estudio. La comparación del balance hídrico, realizado en la presente sección, con el volumen real observado en el sistema permitió identificar que el modelo representa de buena forma el comportamiento hidrodinámico de la presa. Posteriormente se realizó el cálculo del área bajo las curvas del volumen real de la presa y del modelo de balance hídrico mediante integración numérica por el método trapezoidal a fin de determinar el porcentaje de error del balance hídrico realizado.

De acuerdo con lo anterior, se reconoció una sobreestimación máxima del 5.56% en el volumen de agua de salida en la presa durante el mes de abril de 2007. Dicha situación puede explicarse debido al factor de corrección aplicado para la componente de evaporación en la presa, el cual en el presente estudio fue constante durante el período de estudio con un valor de 0.9226.

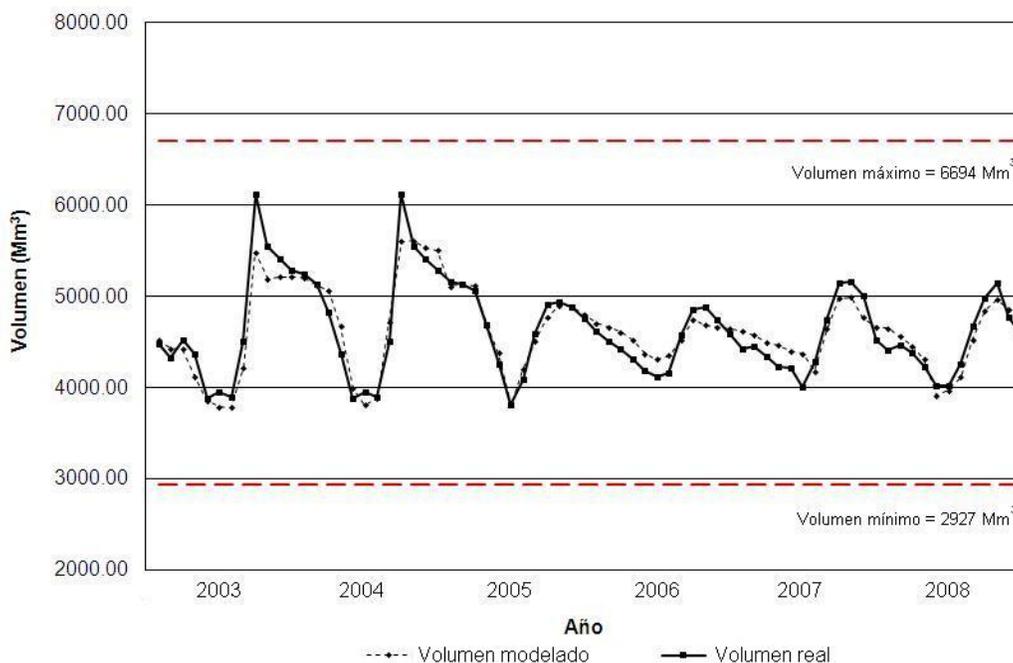


Figura 4.10. Balance hídrico comparado contra el volumen real registrado en la presa de Aguamilpa durante el período de enero a diciembre de 2008.

Shuttleworth (1993), Chapra (1997), Kouassi *et al.*, (2007), Ortíz-Jiménez y de Anda (2007) y D'Urquiza *et al.* (2009) señalan que la evaporación depende directamente de las condiciones climáticas presentes, principalmente de la temperatura y humedad, por lo que sugieren que el factor aplicado para la corrección de dicha componente no debe de ser constante a lo largo del ciclo hidrológico. Por otro lado, la experiencia en el desarrollo del balance hídrico de la presa sugiere que parte de este déficit de agua observado puede deberse a la falta de información sobre los aportes de agua al sistema por infiltración.

Se puede observar, además, que en el balance hídrico modelado existe una sobreestimación máxima del 8.49% en el volumen de agua que entra al sistema en septiembre de 2003; dicha situación puede explicarse a los valores estimados del escurrimiento, los cuales se calcularon a partir de la precipitación directa registrada en la presa. El cambio de la cobertura vegetal asociado con la expansión de la agricultura y la urbanización tienen una profunda influencia en el régimen de escurrimiento natural de la cuenca (Gaytan *et al.*, 2009), por lo que, en este sentido, los valores estimados para dicha componente pueden mejorarse con el desarrollo de los modelos de escurrimientos, los cuales permiten estimar con mayor precisión, la cantidad de agua que recibe la presa (Göttinger y Bárdossy, 2005; Zhang *et al.*, 2008). Este componente del balance hídrico es importante ya que juega un papel crítico en diversos procesos físicos, químicos y biológicos que determinan la calidad del agua de la presa (Sharpe y DeWalle, 1990; Castiglioni *et al.*, 2006; Asante *et al.*, 2008).

De acuerdo con los resultados obtenidos, los componentes más significativos del balance hídrico de la presa de Aguamilpa son los volúmenes utilizados para el control de avenidas de agua y la generación de energía eléctrica. La operación y el manejo de las presas de Aguamilpa y El Cajón son factores determinantes en la cantidad de agua almacenada en el sistema, lo cual se demuestra mediante el cálculo del volumen de agua mensual acumulado en la presa (Figura 4.11). En este sentido, es posible suponer que el volumen de agua almacenado en la presa de Aguamilpa puede presentar un comportamiento estacional a lo largo de un ciclo hidrológico completo, tal y como sucede en otras presas en regiones tropicales (Etoh y Kurita, 1992; López-Moreno *et al.*, 2004).

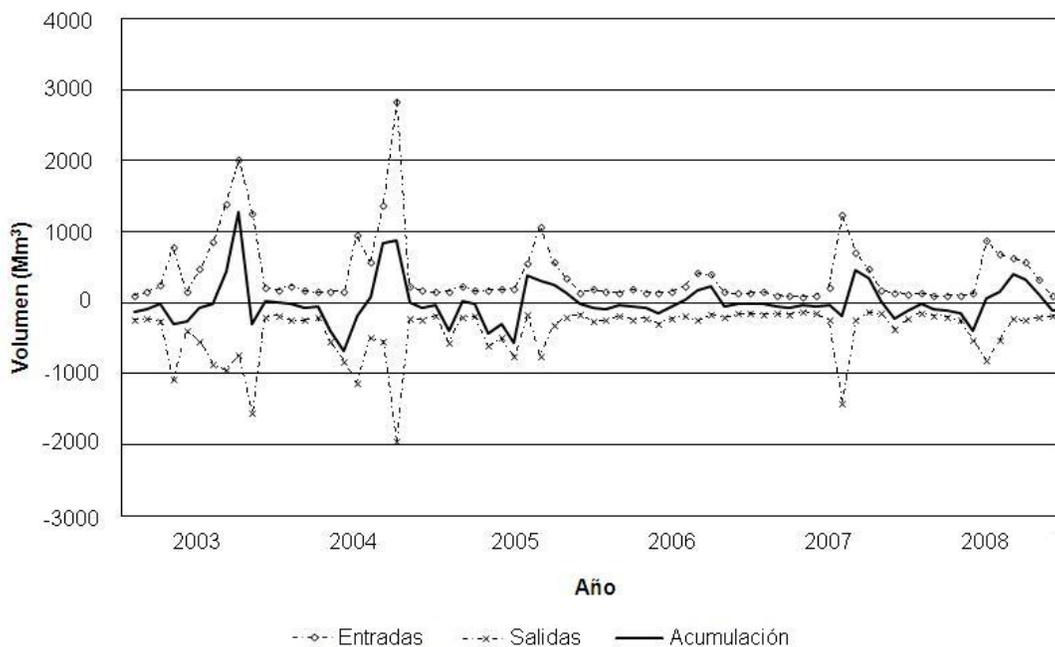


Figura 4.11. Volumen de agua mensual acumulado en la presa de Aguamilpa.

En la Tabla 4.4 se presenta el cálculo realizado para la determinación del TRH en función a las entradas a la presa de Aguamilpa, el cual es de casi un año (353 días). Este TRH se calculó mediante el cociente del volumen promedio anual de la presa y el volumen total de las componentes de entrada del balance hídrico. Ambrosetti *et al.* (2003) y Rueda *et al.* (2006) señalan que, en función a la capacidad de almacenamiento, el TRH en las presas puede oscilar desde meses hasta los 10 años.

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que el TRH estimado para la presa de Aguamilpa durante el período de estudio se encuentra dentro del rango de la literatura internacional para este tipo de sistemas. Chapman (1996), Mankin *et al.* (1999) y Coveney *et al.* (2005) señalan que el TRH es un indicador de la restauración o auto-depuración de los cuerpos de agua naturales; es decir, si un cuerpo de agua se contamina con un elemento tóxico soluble, y si la fuente del contaminante es completamente reconocida y descartada, el TRH indica el tiempo necesario para poder eliminar dicha sustancia de la presa.

Tabla 4.4. Tiempo de residencia hidráulico en la presa de Aguamilpa.

Mes/Año	Tiempo de residencia hidráulico (años)					
	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Enero	1.68	0.17	0.78	0.88	1.17	0.79
Febrero	0.99	0.70	0.12	0.78	0.32	0.53
Marzo	0.81	1.99	0.39	0.45	1.19	0.85
Abril	0.20	2.87	2.29	0.84	1.37	1.53
Mayo	3.37	3.22	2.19	0.86	0.05	1.60
Junio	0.16	0.08	2.31	0.40	0.99	0.01
Julio	0.06	0.09	0.51	0.17	0.23	0.33
Agosto	0.44	0.44	0.46	0.99	0.63	0.67
Septiembre	0.80	0.57	0.58	0.69	0.84	0.53
Octubre	0.45	2.53	0.07	0.25	0.15	0.49
Noviembre	0.66	0.84	0.42	1.05	1.15	4.04
Diciembre	0.66	0.81	0.67	1.21	3.88	2.35

4.4. Conclusiones del capítulo.

El método de balance hídrico aplicado para la presa de Aguamilpa permitió demostrar de manera satisfactoria, con un error promedio mensual del 3%, que la variación en la cantidad de agua en la presa se encuentra dominada principalmente por las condiciones de manejo de las presas El Cajón y la presa Aguamilpa.

De acuerdo con el modelo de balance hídrico realizado, es posible suponer que el volumen de agua almacenado en la presa de Aguamilpa puede presentar un comportamiento estacional a lo largo de un ciclo hidrológico completo, tal y como sucede en otras presas en regiones tropicales

El régimen hidrológico en el área de estudio es variable, registrando un período de precipitación durante los meses de junio, julio, agosto, septiembre y octubre, lo cual está de acuerdo con las características pluviales de otros sistemas tropicales. Durante la época de lluvia existe un incremento significativo en el volumen de agua almacenado

en la presa, por lo que se deberá prestar atención a esta situación debido a su posible influencia en las características fisicoquímicas y biológicas del agua en la presa.

La mayor contribución en el error encontrado en el modelo de balance hídrico se debe principalmente a las estimaciones del escurrimiento hídrico en las cuencas tributarias. El cambio de la cobertura vegetal asociado con la expansión de la agricultura, tienen una profunda influencia en el régimen de escurrimiento natural de la cuenca, por lo que los valores estimados para dicha componente pudieran mejorarse con el desarrollo de un modelo de escurrimientos con ayuda de un SIG.

A partir del balance hídrico se estimó que, teóricamente, el volumen total de la presa acumulada a través del año se renueva en el siguiente. Esto se demuestra con la evaluación del TRH para la presa de Aguamilpa, valor que se encuentra dentro de los valores típicos reportados en la literatura internacional para este tipo de sistemas.

A pesar de la gran cantidad de cuerpos de agua en las latitudes tropicales y subtropicales, hasta hace poco tiempo el balance hídrico se ha convertido en el elemento primario de la modelación. Esta situación se debe probablemente a la combinación de tres factores: el primero, es que la modelación ambiental todavía es una disciplina emergente; en segundo lugar, que para la mayoría de los cuerpos de agua localizados en latitudes tropicales, un reto principal es la disponibilidad de la información necesaria para calibrar y validar un modelo de balance de agua. La tercera parte, incluye que algunas de las herramientas de *software* especializado en el modelado de elementos específicos del balance de agua están todavía bajo desarrollo y aún están siendo adaptadas a las condiciones ambientales para las regiones tropicales. En este sentido, el balance hídrico de la presa de Aguamilpa representa un avance científico que contribuye en el desarrollo de modelos que describan el comportamiento hidrodinámico de este tipo de cuerpos de agua localizados en regiones tropicales.

Capítulo V

Modelación de la calidad del agua

5.1. Introducción.

Las presas son uno de los principales reservorios de agua en regiones tropicales, razón por la cual son objeto de estudios limnológicos importantes. En regiones donde el manejo de los recursos hídricos se ha convertido en un aspecto crucial para el desarrollo de políticas públicas, el conocimiento de la limnología de las presas es vital para la toma de decisiones (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010).

Las decisiones a nivel cuenca que afecten las propiedades físicas, químicas y biológicas, así como también la hidrodinámica de estos ecosistemas deben basarse en información científica adecuada y precisa. Las presas tropicales son ecosistemas únicos que hidrodinámicamente se comportan de forma diferente a las presas localizadas en latitudes templadas. Muchas de las presas localizadas en los trópicos presentan deterioro de la calidad del agua debido a la estratificación térmica, donde la presencia de gradientes en la columna de agua puede afectar o evitar los procesos de

mezcla. Por tal motivo, se reconoce a nivel internacional que la estructura térmica de una presa influye en los procesos que se relacionan con la calidad del agua (Margalef, 1983). Dicha estructura térmica del embalse es de gran importancia con relación al desarrollo de procesos biogeoquímicos, como son el crecimiento de algas, la disolución de minerales y la degradación de materia orgánica, entre otras, por lo que se hace imperativo su conocimiento en detalle (la presencia o no de estratificación térmica, su variación espacial y temporal, la respuesta del sistema a determinados climáticos cambios como la temperatura y precipitación, entre otros).

El conocimiento adquirido en la presa de Aguamilpa, acompañado de posteriores estudios, podría guiar la implementación de programas para la vigilancia de ciertos contaminantes en la presa de Aguamilpa, de modo que pueda garantizarse la calidad del agua para un posterior tratamiento para consumo humano (previa potabilización) y evitar que se presente corrosión en las estructuras de generación de energía eléctrica. El conocimiento de la hidrodinámica e hidrología de la presa y cómo su funcionamiento pudiera afectar la calidad de agua, es un asunto económico, social y científico.

Las presas tropicales son construidas principalmente para la generación de energía eléctrica y para el control de avenidas de agua, dejando en segundo término el suministro de agua para irrigación agrícola, consumo humano, pesca y los usos recreacionales. Por esta razón, el modelamiento matemático es una herramienta clave ya que es eficiente en la generación de información base, requerida para entender múltiples procesos en estos sistemas, permitiendo obtener gran cantidad de datos de una manera rápida y de bajo costo; además facilita la evaluación de situaciones actuales en contraste con posibles escenarios futuros. Por lo anteriormente citado, la modelación de las presas representa una valiosa herramienta para entender y establecer el manejo adecuado de estos importantes ecosistemas acuáticos que permita mejorar sus condiciones hidrológicas, particularmente la calidad del agua.

Algunos esfuerzos para la recolección de datos de campo y modelación se han enfocado a tratar de comprender el comportamiento de este tipo de cuerpos de agua en latitudes tropicales para situaciones particulares de manejo; sin embargo, estos estudios han sido muy limitados (Ogbona, 2010; Obregon *et al.*, 2011). Algunas

investigaciones sobre la modelación de calidad de agua que han sido llevadas a cabo en proyectos hidráulicos son los realizados por Erthal-Rocha (2009) en la presa de Clavellinos en Venezuela, Merayo y González (2010) en la presa Lobo en Brasil y lo publicado por Elshemy *et al.*, (2010) en la presa de Aswan en Egipto. Desafortunadamente, la escasez de trabajos sobre la modelación de presas localizadas en regiones tropicales se debe a que la mayoría de los estudios realizados se conservan como informes técnicos y no son publicados en revistas arbitradas.

El presente capítulo propone la generación de un modelo de calidad de agua calibrado para la temperatura, el oxígeno disuelto y los sólidos disueltos totales en la presa de Aguamilpa, cuyas características de localización geográfica y condiciones de manejo permitirán ampliar los conocimientos que se tienen sobre los procesos que se presentan en un cuerpo de agua tropical.

5.2. Metodología.

5.2.1. Monitoreo de la calidad del agua.

Se llevó a cabo muestreos bimestrales en la presa de Aguamilpa de junio de 2008 y febrero de 2010. El muestreo se realizó entre las 08:00 y 15:00 horas en diez estaciones localizadas dentro de la presa de Aguamilpa (Figura 5.1), recopilando información cada 5 m de profundidad desde la superficie de la presa (1 m) hasta 10 m antes de la profundidad máxima del sitio. Con ayuda de una sonda multiparámetro (YSI Modelo 6600D) se obtuvieron los perfiles verticales en la columna de agua para la temperatura, oxígeno disuelto y conductividad, los cuales fueron realizados por duplicado en cada muestreo. La sonda fue calibrada *in situ* antes de cada muestreo. Asimismo, se tomaron muestras control para la medición de la concentración de oxígeno disuelto, las cuales fueron fijadas en campo para su análisis en el laboratorio por el método de Winkler (APHA, 2005).

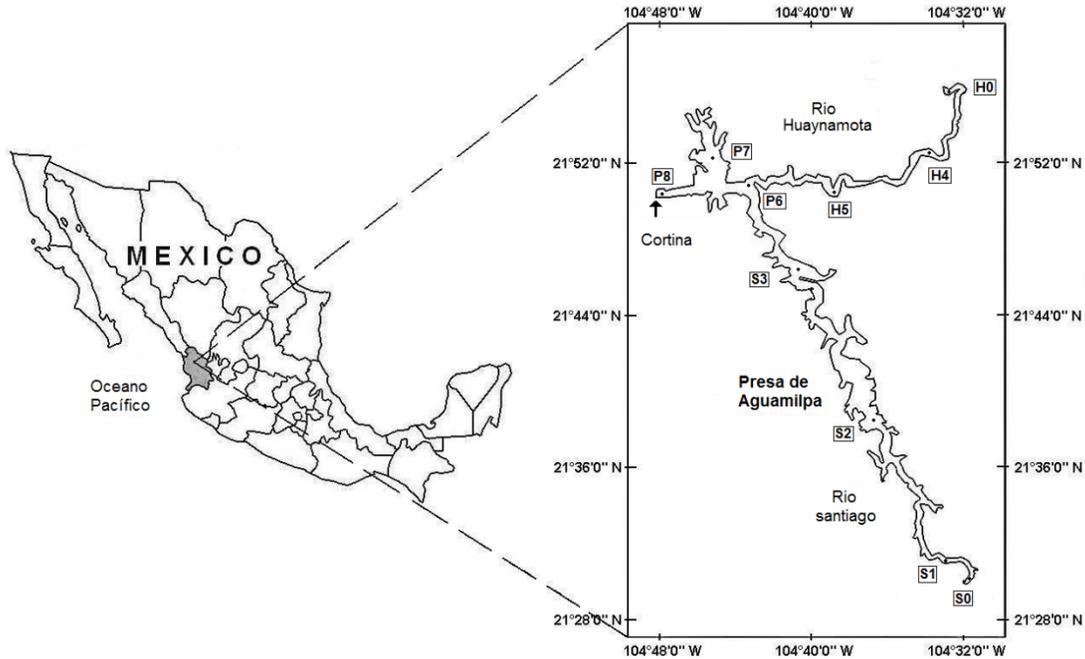


Figura 5.1. Localización geográfica de la presa de Aguamilpa y ubicación de los sitios de muestreo.

La información recolectada en campo sirvió como base para la calibración del modelo de calidad del agua. Debido a que los muestreos bimestrales recopilados en campo comprendieron únicamente el trabajo de un año, de junio de 2008 a julio de 2009, se eligió un período de simulación de enero de 2007 a julio de 2009 para el desarrollo del modelo. Debido a que el resto de los muestreos no se realizaron de manera bimestral, la información recopilada hasta febrero de 2010 sirvió como base para la validación del modelo y para la predicción del comportamiento hidrodinámico y de calidad de agua en la presa bajo diferentes escenarios de régimen de flujo y temperatura ambiente, situación que es descrita en el capítulo VI de la tesis. A continuación se detallan las etapas para la creación del modelo de calidad de agua para la presa de Aguamilpa en el módulo CE-QUAL-W2.

5.2.2. Desarrollo del modelo de calidad del agua.

Las siguientes secciones describen el desarrollo de los archivos de entrada para el modelo, los cuales incluyen la batimetría, las condiciones iniciales y frontera y las suposiciones realizadas.

a) Batimetría.

La batimetría de la presa, así como sus características morfométricas, como son profundidad, longitud y anchura, fueron representadas por el modelo descrito en el capítulo III de la presente tesis. Con ayuda del software WMS, se creó el archivo *bth.ntp*, el cual sirvió como base para la delimitación de las fronteras de la presa de Aguamilpa y se definieron los segmentos o elementos computacionales en CE-QUAL-W2 para su posterior modelación.

b) Condiciones iniciales.

Las condiciones iniciales fueron especificadas en el archivo control, el cual es considerado como el archivo más importante del modelo ya que permite manejar el resto de los archivos requeridos para el modelo. En este archivo se establecieron las siguientes condiciones iniciales: 3 ríos tributarios, 103 segmentos longitudinales, 169 capas verticales, 64 m la elevación más profunda del embalse, 210 m la elevación máxima de llenado del embalse y 160 m la elevación donde se extrae el agua para la generación de energía eléctrica.

Además de estas condiciones iniciales, fue necesario definir el nivel de agua para cada segmento computacional previo a la simulación. La elevación inicial de la superficie de agua el 1 de enero de 2007 fue determinada en 210.2 m, información que fue recopilada directamente en la presa de Aguamilpa. Asimismo, se estableció que el período de simulación del modelo fuera del 1 de enero de 2007 al 31 de julio de 2009; una vez definido el período de simulación, se realizó una conversión de estas fechas a días julianos, formato requerido para el módulo CE-QUAL-W2 para todos los archivos de entrada. El cálculo de los días julianos se presenta en el capítulo II (Tabla 2.4) de la presente tesis.

c) Meteorología.

El archivo meteorológico de la presa de Aguamilpa debe incluir datos sobre la dirección y velocidad del viento, la temperatura ambiente y del punto de rocío, y la nubosidad en el área de estudio. Las temperaturas ambiente y del punto de rocío deben ser introducidas en el modelo en grados Celsius, la velocidad del viento en metros por segundo y la dirección del viento en radianes, mientras que la nubosidad debe ser asignada con valores entre 0 y 10.

A pesar de que existen diez estaciones climatológicas en las subcuencas del río Huaynamota y Santiago-Aguamilpa, la información de dichas estaciones no fue utilizada debido a que los datos meteorológicos obtenidos sólo presentan la temperatura diaria promedio y en muchos de los casos los datos están incompletos. De aquí que el archivo meteorológico del modelo Aguamilpa fue creado usando datos climatológicos históricos de la estación Aguamilpa localizada en las siguientes coordenadas geográficas: 21°50'33.8"N y 104°48'10.3"W; esta estación climatológica proporcionó datos cada hora de la temperatura del aire, humedad relativa, velocidad y dirección del viento y radiación solar durante el período de simulación. La temperatura de punto de rocío fue estimada a partir de la humedad relativa y de la temperatura del aire según la ecuación propuesta por Wanielista *et al.* (1997).

d) Condiciones frontera.

Las condiciones frontera necesarias para el modelo de calidad del agua son las entradas y salidas de agua, junto con la temperatura del agua y las concentraciones del oxígeno disuelto y de los sólidos disueltos totales en la entrada de cada uno de los ríos tributarios definidos inicialmente en el modelo batimétrico. Estas condiciones fronteras son indispensables para que el modelo represente correctamente el comportamiento de la presa.

El balance hídrico, descrito en el capítulo IV, sirvió como base para la creación de los archivos de las condiciones frontera de los flujos de entrada y salida de la presa de Aguamilpa. Con los flujos observados en el curso de los ríos Santiago y Huaynamota, e igualmente con los niveles diarios registrados en la presa de Aguamilpa, se calculó el flujo correspondiente a la Ensenada y se llevó a cabo el proceso de acoplamiento del

modelo hidrodinámico en el modelo de calidad de agua. Este proceso se refiere al ajuste de los parámetros del modelo de balance con los datos observados de flujo en los ríos tributarios de la presa de Aguamilpa. El acoplamiento se llevó a cabo directamente en el software CE-QUAL-W2 con ayuda del software denominado *water balance* desarrollado por Cole (2004). El programa permitió ajustar el modelo hidrodinámico con los datos recolectados por la CFE, estimando aquellos componentes que no fueron tomados en cuenta en el modelo de balance hídrico (infiltración, exfiltración y algunas entradas de corrientes superficiales de ríos tributarios). A partir de los resultados obtenidos por dicho programa, se crearon los archivos de entrada y salida para cada uno de los ríos tributarios con el objetivo de simular el funcionamiento hidrodinámico de la presa.

Por otro lado, las condiciones frontera para la temperatura del agua en la presa de Aguamilpa fueron estimadas con la ecuación descrita por Groeger y Bass (2005), utilizando los datos de las estaciones climatológicas Cerro Blanco y Bolaños, la primera ubicada dentro de la cuenca del río Santiago Aguamilpa y la segunda en la cuenca del río Bolaños. Las concentraciones frontera para el oxígeno disuelto fueron asumidas como saturadas en los tres ríos tributarios, las cuales fueron calculadas a partir de la Ley de Henry, que permite conocer la concentración de saturación del oxígeno disuelto en el agua, en función a una temperatura dada. Esta consideración se basó en los resultados de concentración de oxígeno disuelto medidos en los sitios de monitoreo más alejados de la cortina de la presa (sitios S0 y H0 en la Figura 5.1).

5.2.3. Calibración del modelo de calidad del agua.

El proceso de calibración del modelo de calidad del agua consistió comparar los datos medidos en campo con los resultados de simulación del modelo, con el objetivo de ajustar los resultados del modelo con los datos reales que se consideran como referencia. El desempeño del modelo se evaluó estadísticamente por medio del Error Absoluto Medio (AME, por sus siglas en inglés) y el Error Cuadrático Medio (RMSE, por sus siglas en inglés), graficando los resultados de los valores modelados y simulados.

Estos dos estimadores fueron propuestos para medir la precisión de la simulación de los parámetros de calidad de agua. Se entiende por precisión de la simulación al grado de correspondencia entre pares individuales de valores simulados y observados. El RMSE y el AME fueron calculados a partir de las siguientes ecuaciones:

$$RMSE = \frac{\sum_{i=1}^N (X_{i,obs} - X_{i,sim})^2}{N}$$

(4.1)

$$AME = \frac{\sum_{i=1}^N |X_{i,obs} - X_{i,sim}|}{N}$$

(4.2)

Donde N es el número de observaciones, $X_{i,obs}$ es el valor observado de la i -ma observación del parámetro X y $X_{i,sim}$ es el valor simulado de la i -ma observación del parámetro X . El valor numérico del RMSE es mayor cuanto más distantes sean los valores entre lo observado y lo medido en campo, mientras que un valor de RMSE de cero indica una predicción perfecta. En cambio, el AME incluye la suma de las magnitudes del error absoluto dividido entre el número de observaciones. Este último estadístico es una medida de que tan diferentes son los valores simulados con respecto a los valores reales.

5.3. Resultados y discusión.

5.3.1. Hidrodinámica de la presa.

Los resultados entre el volumen de agua observado y simulado en la presa de Aguamilpa se muestran en la Figura 5.2. Los resultados demuestran que el volumen de agua en la presa durante los primeros 700 días de simulación presentó una tendencia a disminuir el nivel, registrando un volumen inicial de 4,560.77 Mm³ y observándose un volumen mínimo de 3,942.16 Mm³ en este período. Posteriormente se registró un incremento en el volumen de agua almacenado en la presa hasta alcanzar un valor máximo de 4,554.71 Mm³ a los 950 días, valor similar a lo registrado al inicio del

período de simulación. En este sentido se puede observar una alta variabilidad del régimen hidrológico en el período de simulación, situación que coincide con lo reportado en otros sistemas tropicales como los citados por Yang *et al.* (2008) y Li *et al.* (2008), quienes sugieren que estos importantes cambios en el volumen de agua pueden repercutir en las características fisicoquímicas y biológicas de las presas.

De acuerdo con la metodología propuesta por Cole (2004), se llevó a cabo el ajuste de los datos del modelo a fin que éstos coincidieran con los valores reales registrados por la CFE. La herramienta *water balance* permitió ajustar los flujos necesarios mediante funciones escalonadas, recalculando los componentes de balance hídrico que afectan significativamente al modelo hidrodinámico. Estos componentes fueron identificados en el capítulo IV y corresponden a las entradas y salidas de agua por el manejo y control de las presas El Cajon y Aguamilpa, Asimismo, esta herramienta permitió estimar los flujos no considerados en el modelo y con ello se logró reducir al máximo el grado de error observado en el modelo hidrodinámico, permitiendo su adecuada integración al modelo de calidad del agua.

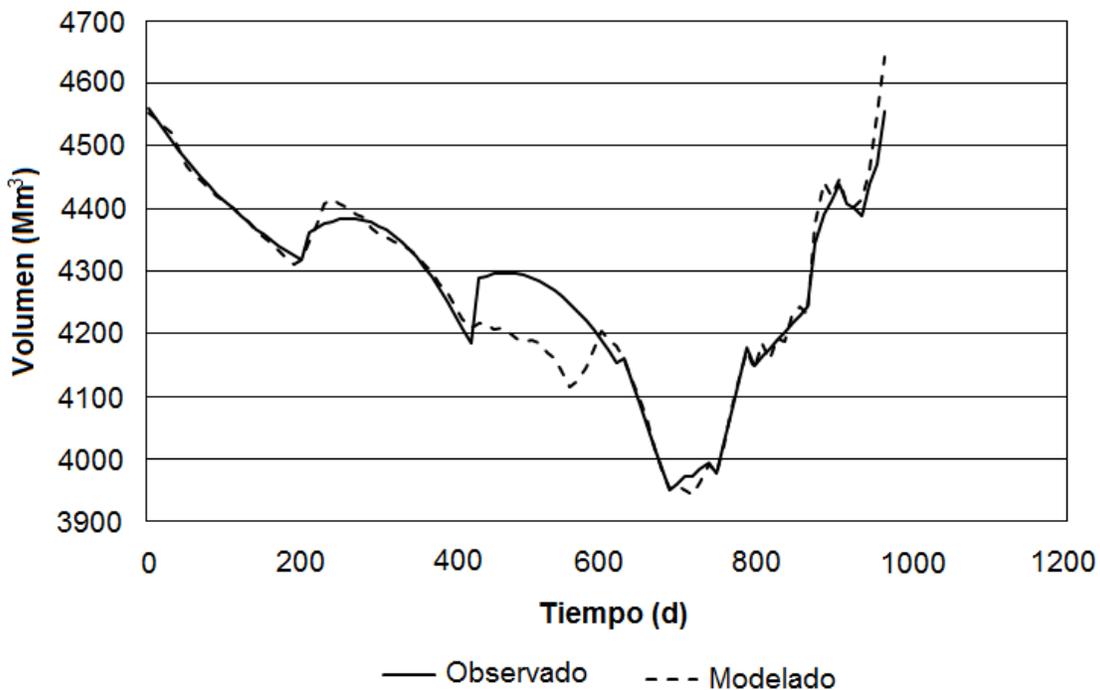


Figura 5.2. Modelo hidrodinámico y valores reales observados para el período de simulación.

5.3.2. Temperatura del agua.

Una vez que el modelo hidrodinámico fue integrado al modelo de calidad de agua, se procedió a calibrar la temperatura del agua modelada de la presa. El proceso de calibración de dicho parámetro permitió reconocer que el coeficiente de abrigo del viento (*wind sheltering coefficient*) fue el parámetro que mostró mayor efecto en el perfil hidrodinámico de la presa.

Tabla 5.1. Coeficientes y valores utilizados para la presa de Aguamilpa y su comparación con otros estudios.

Coeficientes cinéticos	Valores de calibración		
	<i>Este estudio</i>	<i>Presa Mingder[†]</i>	<i>Presa Waco[‡]</i>
Factor de fricción Chezy ($m^{1/2} s^{-1}$)	70	70	70
Viscosidad horizontal eddy ($m^2 s^{-1}$)	1.0	1.0	1.0
Difusividad horizontal eddy ($m^2 s^{-1}$)	1.0	1.2	1.0
Coeficiente de extinción de luz (m^{-1})	0.5	0.5	0.25
Tasa de crecimiento algal (20°C, d^{-1})	1.86	1.9	2.1
Tasa de respiración algal (d^{-1})	0.04	0.05	0.02
Tasa de excreción algal (d^{-1})	0.04	0.04	0.02
Tasa de mortalidad algal (d^{-1})	0.16	0.01	0.09
Tasa de sedimentación algal ($m d^{-1}$)	0.09	0.05	0.25
Intensidad de saturación de la luz a una tasa fotosintética máxima ($W m^{-2}$)	75	350	150
Tasa media de crecimiento algal con fósforo como nutriente limitante ($mg l^{-1}$)	0.005	0.003	0.034
Tasa media de crecimiento algal con nitrógeno como nutriente limitante ($mg l^{-1}$)	0.016	0.03	0.140
Tasa de nitrificación del amonio (d^{-1})	0.5	0.05	0.12
Tasa de denitrificación del nitrato (d^{-1})	0.05	0.15	0.05
Demanda de oxígeno en sedimento ($g m^{-2} d^{-1}$)	0.2-0.7	1.25	NR

[†]Reportado por Liu *et al.* (2009) [‡]Reportado por Flowers *et al.* (2001). NR. Valores no reportados.

Los coeficientes de abrigo del viento mostraron un efecto significativo en el intercambio de calor en la superficie y en el proceso de evaporación de la presa. Dichos resultados coinciden con lo reportado por Cole y Wells (2005) y por la USBR (2009) donde se reconoce que la optimización de dichos coeficientes es un método comúnmente usado de calibración térmica en CE-QUAL-W2.

Según Choi *et al.* (2007), los valores utilizados para los coeficientes de abrigo del viento en las presas localizadas en terrenos accidentados con pendientes pronunciadas, como es el caso de la presa en estudio, se encuentran por arriba de 1.0. Basado en la experiencia del presente trabajo de investigación, el valor que mostró un mejor grado de ajuste a los datos obtenidos en campo para la temperatura de la presa de Aguamilpa fue el de 1.45. La Tabla 5.1 muestra los coeficientes cinéticos y las constantes utilizadas para la simulación de la calidad del agua en la presa de Aguamilpa, en donde se puede apreciar que dichos valores son consistentes con el intervalo de valores reportado en la literatura.

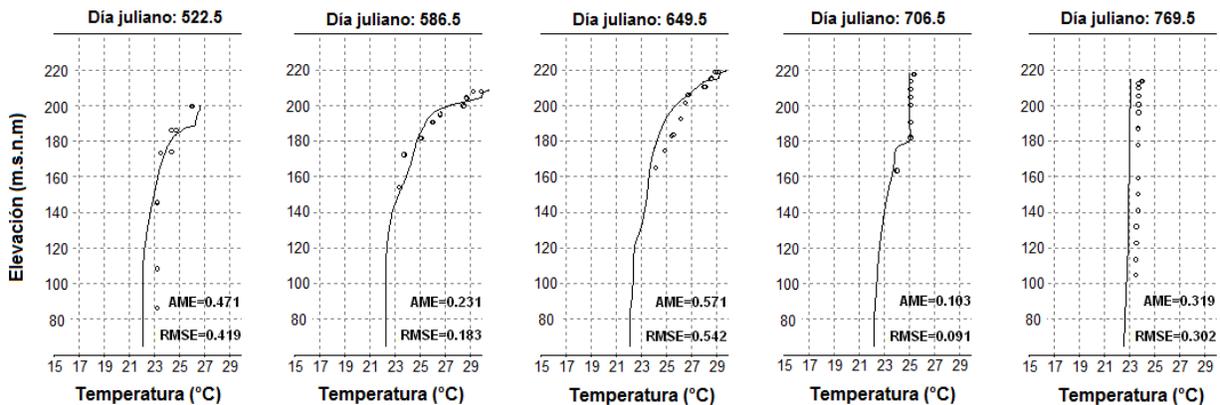


Figura 5.3. Calibración de la temperatura en la presa de Aguamilpa.

La utilización del modelo desarrollado permite reconocer que el perfil de la temperatura del agua de la presa mostró un comportamiento estacional similar a lo reportado en otros cuerpos de agua que se encuentran localizados en regiones tropicales (Lewis, 2000), registrando una estratificación térmica por debajo de los 60 m durante las épocas de estiaje cálido y de lluvias (Figura 5.3). Los resultados indican que la temperatura modelada (línea continua) presentó un buen grado de ajuste a los datos recopilados en campo durante la temporada de estiaje cálido y lluvias, con una

estratificación térmica identificada aproximadamente a los 60 m de profundidad aproximadamente.

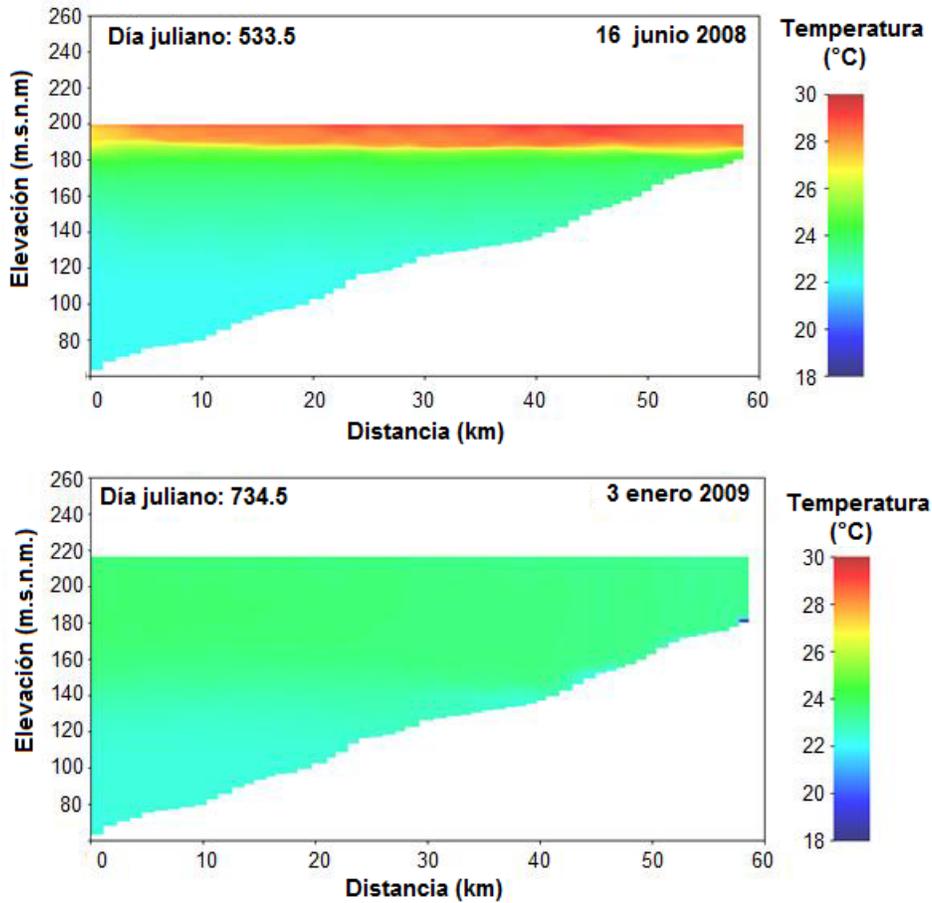


Figura 5.4. Simulación del perfil térmico del río Santiago.

A pesar del buen grado de ajuste observado entre el comportamiento de las temperaturas modelada y registrada, se observó una ligera diferencia entre los datos durante la época de estiaje frío en el proceso de calibración. La Figura 5.4 confirmó el rompimiento de la termoclina durante la época de estiaje frío, situación que favoreció el mezclado en la columna de agua en la presa. Esto puede estar asociado a las suposiciones realizadas para las temperaturas del agua en las condiciones frontera del embalse. Dado que estas temperaturas fueron estimadas utilizando la temperatura ambiente promedio, existe la posibilidad de que en realidad las temperaturas del agua

de entrada sean más frías que las anteriormente supuestas, afectando directamente los perfiles térmicos en el proceso de calibración.

Por otro lado, se observó un decremento en las temperaturas del agua en las condiciones frontera de la presa, situación que provocó una corriente de densidad. En la Figura 5.5 se puede observar que, debido a la diferencia de densidades entre la superficie de la presa y los flujos de entrada, la flotación negativa conduce al influente a sumergirse en los estratos inferiores convirtiéndose en una corriente de fondo; esto significa que el agua que entra a la presa fluye hacia una capa de densidad equivalente y se mueve a lo largo de esa capa. El punto donde el flujo se invierte se le conoce como punto de inmersión y representa la transición entre el canal abierto turbulento y los flujos estratificados en la presa. Cabe destacar que el punto de inmersión no es estacionario por lo que, a través del tiempo y en función al volumen del agua, los flujos de agua se pueden mover hacia arriba y/o hacia abajo.

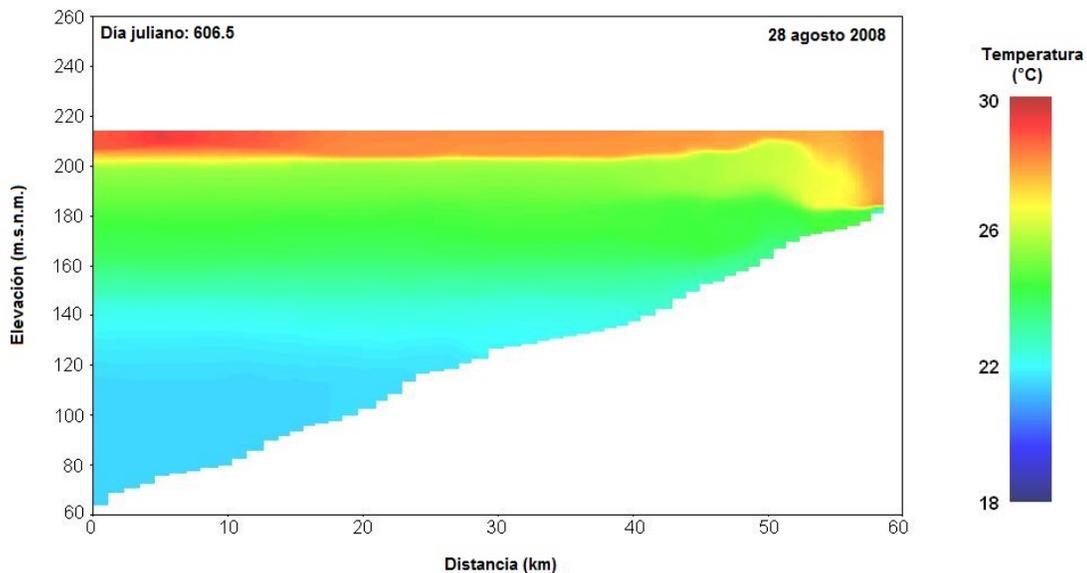


Figura 5.5. Presencia de una corriente de densidad en la presa de Aguamilpa.

Cuando el agua fría (más densa) es empujada ligeramente hacia adelante por debajo del agua menos densa, aparece una pequeña región de recirculación. Esta región se incrementa a través del tiempo y cubre por completo el embalse, registrando las velocidades más elevadas en las aguas de fondo. La entrada de agua en la corriente de densidad, su descenso a estratos inferiores y la corriente de fondo registrada en la

presa de Aguamilpa, podrían tener un efecto significativo en la concentración de contaminantes y en la deposición de sedimento. Asimismo, estos patrones de mezcla podrían explicar la mortandad de peces observada en la presa durante esta época.

El modelo desarrollado para la temperatura del agua permitió conocer los patrones de circulación, estratificación, mezcla, dispersión y las velocidades del agua en la presa de Aguamilpa. El análisis de la hidrodinámica de la presa establece las bases para posteriores estudios de calidad de agua, transporte de sedimentos y transporte de contaminantes.

Debido a las características del sitio de muestreo, a la variación en la temperatura ambiente a través del año, característico de la región tropical donde la presa se encuentra ubicada, y a las propiedades térmicas observadas en la columna de agua, se propone que se considere a la presa de Aguamilpa como monomíctica cálida, según la clasificación propuesta por Tundisi (1994) y Lewis (2000), clasificación que está acorde a las características hidrodinámicas comúnmente observadas en las presas tropicales.

5.3.3. Oxígeno disuelto.

La calibración del oxígeno disuelto fue un paso importante para comprobar que el modelo CE-QUAL-W2 es útil en la descripción de las características fisicoquímicas de la presa de Aguamilpa. Dado que el oxígeno disuelto es más dinámico que la temperatura y responde rápidamente a los cambios repentinos en la hidrodinámica del embalse, la experiencia ha demostrado que este parámetro es un mejor indicador de la calibración del modelo (Cole, 2002). La Figura 5.6 muestra la calibración del oxígeno disuelto en el modelo desarrollado para la presa de Aguamilpa. Las diferencias observadas entre los valores medidos y modelados fueron menores que $\pm 0.3 \text{ mg l}^{-1}$ durante todo el período de simulación. Las diferencias más importantes del modelo con respecto a los valores medidos en la presa fueron identificadas en los estratos superficiales, donde la concentración de oxígeno disuelto en la superficie del embalse se mantuvo por encima de 6 mg l^{-1} , debido a diversos procesos, que se describen a continuación:

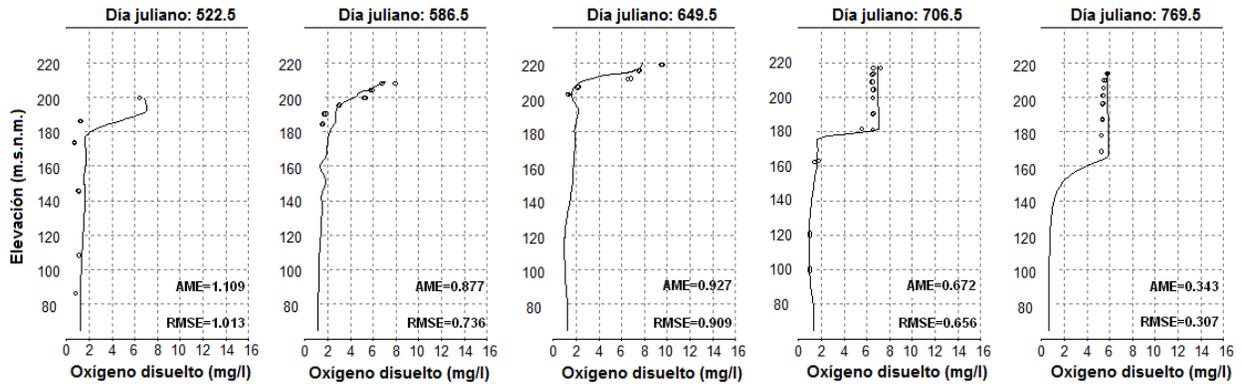


Figura 5.6. Calibración del oxígeno disuelto en el modelo de calidad de agua de la presa de Aguamilpa.

En primer lugar, la concentración del oxígeno disuelto en las aguas superficiales es el resultado de la interacción entre el oxígeno atmosférico, la actividad algal fotosintética y la oxidación química y bioquímica de la materia orgánica (Wetzel, 1993). La capa superficial (epilimnión) estuvo en constante mezclado durante el período de estudio y alcanzó una concentración máxima de oxígeno durante la época de lluvias. En segundo lugar, la producción de oxígeno mediante el proceso de fotosíntesis de las algas en la superficie de agua y su sobresaturación diurna, se reconocen en muchos estudios (Masojídek, 2001; Rangel-Peraza *et al.*, 2009a; Ibarra-Montoya *et al.*, 2010). A pesar de esto, el comportamiento modelado para las concentraciones del oxígeno en la columna de agua de la presa de Aguamilpa disuelto fue similar a lo registrado durante el período de simulación.

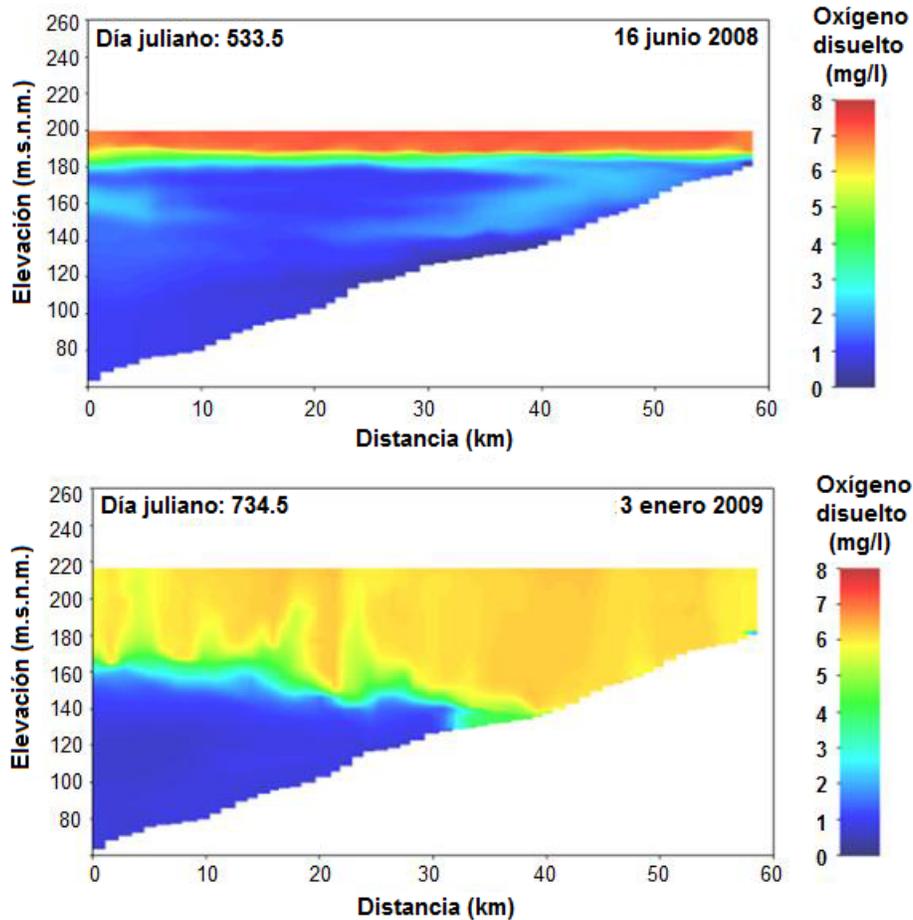


Figura 5.7. Simulación de las condiciones de oxígeno disuelto en la presa de Aguamilpa.

De acuerdo con los resultados mostrados para la concentración de oxígeno disuelto en la Figura 5.7 y los anteriormente discutidos para la temperatura del agua, se establecieron tres zonas bien definidas en función a la profundidad de la presa: epilimnión, mesolimnión e hipolimnión. El epilimnión se ubicó en los primeros 10 metros de profundidad; en esta zona, el agua presenta una mayor temperatura, se encuentra bien mezclada y el transporte de masa y energía se realiza por mecanismos turbulentos. En esta región prevalecen concentraciones suficientes de oxígeno disuelto para sustentar la vida acuática. El mesolimnión se encuentra delimitado por la termoclina, misma que se extiende aproximadamente hasta los 20 m de profundidad. Esta región se caracteriza por reducir sustancialmente el transporte de masa y energía a la zona subyacente.

Por su parte, el hipolimnión se ubica justamente debajo de la termoclina y se caracteriza por presentar concentraciones menores de oxígeno disuelto conforme se avanza en la profundidad, demostrando con ello que los procesos de consumo de oxígeno predominan sobre los de producción. Por otro lado, la tendencia hacia las condiciones hipóxicas y anóxicas en los estratos profundos de la presa (caracterizadas por mantener concentraciones de oxígeno disuelto menores a 2 mg l^{-1}) modifican las condiciones de oxido-reducción, situación que promueve la reducción química y disolución de compuestos indeseables en el agua, como el H_2S , CH_4 , entre otros, los cuales contribuyen a los malos olores en los alrededores de la cortina de la presa y forman parte de los gases de efecto invernadero. Asimismo, esta situación es importante en la presa de Aguamilpa ya que la toma de agua para la generación de energía se encuentra ubicada a los 160 m.s.n.m. (alrededor de 60 m de profundidad); por consiguiente, dadas las características de las aguas que pasan a través de las turbinas u otra maquinaria, éstas pudieran ocasionar algún daño al equipo (Martin *et al.*, 2007).

5.3.4. Sólidos disueltos totales.

La medida de los sólidos disueltos totales de un cuerpo de agua es uno de los parámetros más importantes en limnología; este parámetro varía con la naturaleza de los iones mayores presentes. Los elementos cuya concentración se relacionan positivamente con la conductividad son los iones de proporcionalidad constante, es decir, aquellos iones que son poco influidos por la actividad de los organismos (Roldán-Pérez y Ramírez-Restrepo, 2008). Estos iones pueden ser los metales alcalinotérreos monovalentes (Na^+ y K^+), divalentes (Ca^{+2} y Mg^{+2}), iones de ácidos fuertes (Cl^- y SO_4^{-2}) y el ácido débil HCO_3^{-1} .

En este sentido, los valores máximos de sólidos disueltos totales observados en la presa de Aguamilpa durante la época de lluvias indican incremento en la cantidad de minerales en la columna de agua, los cuales están asociados al arrastre de sedimento proveniente del proceso de erosión en la cuenca durante esta época (Figura 5.8). Dicha situación coincide con las observaciones realizadas en otros cuerpos de agua

tropicales, como la presa Agua Fría en Venezuela (González *et al.*, 2004) y el lago Tanganyika en África Oriental (De Wever *et al.*, 2005).

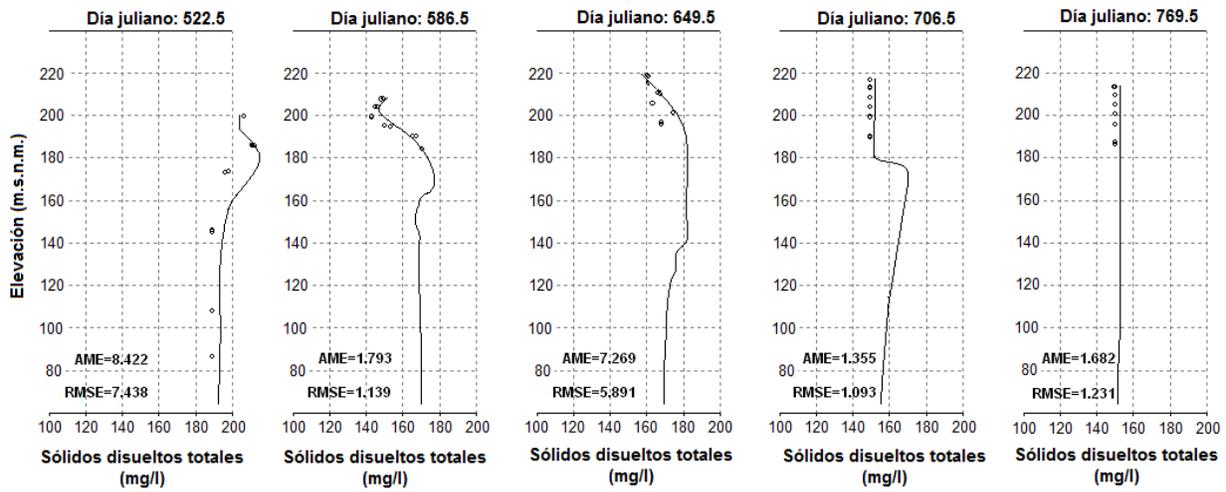


Figura 5.8. Calibración de la concentración de sólidos disueltos totales en la zona léntica de la presa de Aguamilpa.

Por otro lado, en la Figura 5.9, se presentó un incremento en concentración de sólidos disueltos totales en las capas profundas de la presa durante los meses de febrero y abril del 2009, situación que puede atribuirse a un proceso de remineralización en los estratos inferiores de la presa. En este proceso, el material autóctono (material orgánico producido en la superficie) sedimenta y se degrada por la acción de bacterias y hongos, consumiendo oxígeno y liberando CO_2 (Zhang 2010). Una vez que el oxígeno en el hipolimnion se agota, el material orgánico es degradado por la vía anaerobia, donde se favorece la acumulación de iones como el bicarbonato (HCO_3^{-1}). Este proceso de remineralización ha sido ampliamente reconocido en cuerpos de agua ubicados en latitudes tropicales (Lewis, 2000) y se encuentra relacionado con la profundidad del cuerpo de agua (Wetzel, 1993; Hakanson, 2005; Hayami *et al.*, 2008).

Debido a que los sólidos disueltos totales son considerados un elemento conservativo en CE-QUAL-W2, y dado que éste último no considera ninguna de las fuentes bioquímicas dentro de sus ecuaciones para reproducir este proceso, fue necesario realizar un incremento en la concentración de este parámetro en las condiciones frontera; esto con la finalidad de minimizar las limitaciones del modelo y compensar las

fuentes internas de bicarbonato en la presa de Aguamilpa. El uso de subrutinas automatizadas con ayuda de un *software* estadístico especializado (UNCSIM) acoplado al modelo de calidad de agua ayudó a controlar el incremento de la concentración de sólidos disueltos totales durante el proceso de simulación. Este incremento no representó un problema para su simulación debido a que todas las modificaciones fueron llevadas a cabo cuidadosamente solo para el río tributario identificado como Ensenada (Branch 3 en la Figura 5.1), tributario que se encuentra localizado cerca de la cortina de la presa.

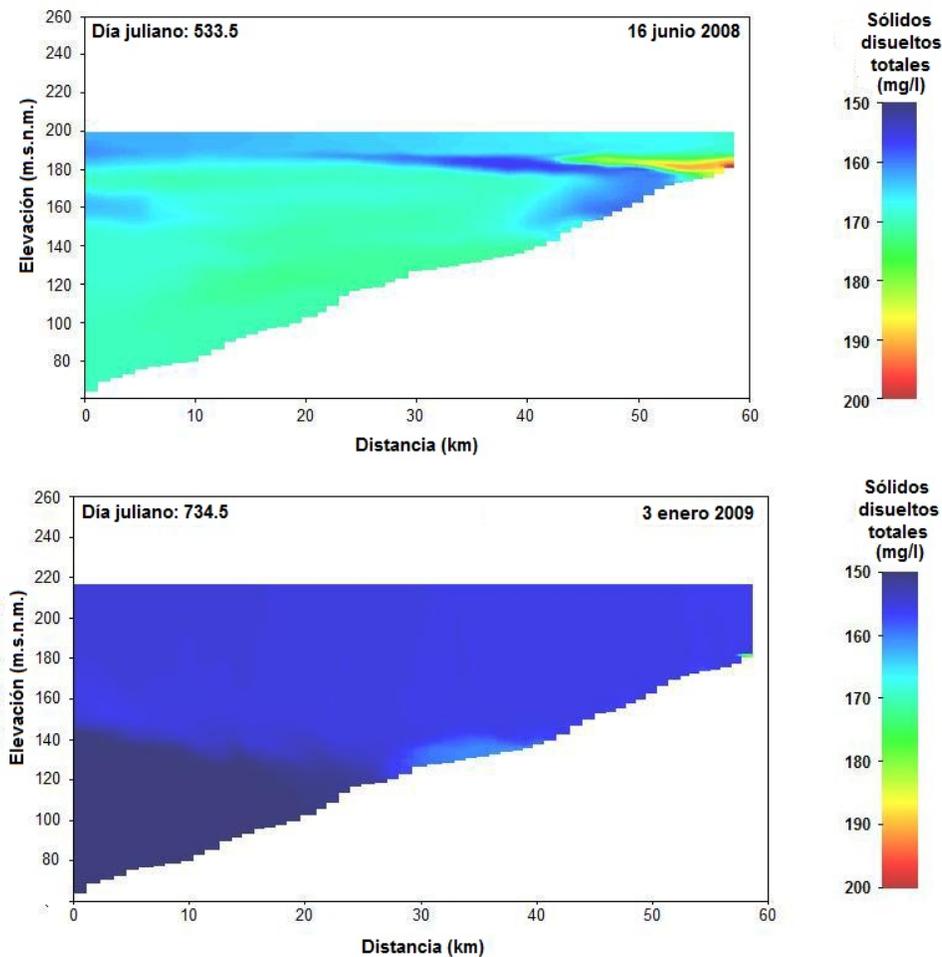


Figura 5.9. Comportamiento de los sólidos disueltos totales en el perfil del río Santiago.

Es importante reconocer que la utilización de la metodología propuesta en el presente trabajo de investigación en otro cuerpo de agua pudiera significar un problema y simular una elevada concentración de sólidos disueltos totales. Sin embargo, los resultados

obtenidos en el presente estudio son muy importantes ya que los futuros esfuerzos de modelación en cuerpos de agua tropicales, utilizando este módulo para la simulación de la calidad del agua, deberán estar encaminados a su mejoramiento mediante la incorporación de este tipo de procesos en las ecuaciones que gobiernan la representación de este parámetro.

Entre los objetivos de la planificación hidrológica no solo está la asignación de recursos hídricos a los diferentes usos del agua, sino que también se encuentra la definición de unos requisitos mínimos de calidad para el recurso; surge entonces el concepto de calidad de agua en relación con los usos que se demanden. En este sentido, la concentración máxima de sólidos disueltos totales en una muestra de agua considerada para consumo humano es de 500 mg l^{-1} según la WHO (2008), mientras que los requisitos cualitativos máximos que se exigen a los recursos superficiales pueden incluir niveles de hasta $1,000 \text{ mg l}^{-1}$. De acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo y tomando en cuenta el criterio de la WHO (2008) y de Wetzel (1993), las concentraciones registradas en la presa de Aguamilpa se consideran dentro del intervalo normal en un cuerpo de agua.

5.3.5. Error del modelo.

Se llevó a cabo el análisis del grado de error del modelo de calidad del agua con la finalidad de determinar la confiabilidad de los resultados de la simulación para la totalidad del embalse. Este análisis incluye la determinación del error absoluto medio (AME) y del error cuadrático medio (RMSE) para el perfil de la columna de agua de cada uno de los sitios de monitoreo que permitieron su calibración. El análisis se llevó a cabo para los tres parámetros que fueron simulados en CE-QUAL-W2 que fueron la temperatura del agua, el oxígeno disuelto y los sólidos disueltos totales. El análisis del grado de error del modelo de calidad del agua se presenta en la Tabla 5.2.

El análisis del perfil de la concentración de sólidos disueltos totales mostró que el AME fue mayor que RSME, lo que sugiere que el error promedio del modelo es mayor que algunas diferencias entre pares de valores individuales. En el caso de los perfiles de la temperatura del agua y de la concentración de oxígeno disuelto en la presa de

Aguamilpa, los valores registrados para el AME y RSME están más cercanos entre sí, lo cual indican que los errores observados para ambos parámetros son consistentes.

Tabla 5.2. Error absoluto medio (AME) y error cuadrático medio (RSME) del modelo de calidad del agua para la presa de Aguamilpa en los diferentes sitios de muestreo.

Param	Estación	Día juliano 522.5		Día juliano 586.5		Día juliano 649.5		Día juliano 522.5		Día juliano 522.5	
		AME	RSME								
Temp.	S0	0.586	0.428	0.285	0.249	0.402	0.383	0.345	0.329	0.634	0.560
OD	Frontera	1.211	0.948	0.842	0.728	0.832	0.712	0.124	0.101	0.023	0.029
SDT	Santiago	7.222	6.882	3.195	2.581	10.32	9.928	2.113	1.846	1.942	1.918
Temp.		1.129	1.120	0.459	0.399	1.156	0.945	0.198	0.184	1.522	1.519
OD	P6	1.629	1.569	1.723	1.683	1.682	1.573	0.471	0.421	0.387	0.385
SDT	Confluenc.	6.272	5.394	2.762	2.592	7.331	6.592	1.523	1.249	1.482	1.153
Temp.		0.932	0.877	0.492	0.412	0.701	0.689	0.229	0.222	0.751	0.639
OD	H0 Front.	1.102	1.132	0.928	0.722	0.962	0.902	0.113	0.118	0.419	0.334
SDT	Huaynam.	8.218	7.672	4.791	3.957	6.381	5.422	1.752	1.402	1.594	1.194

Temp.= Temperatura; OD= Oxígeno disuelto; SDT= Sólidos Disueltos Totales

5.4. Conclusiones del capítulo.

Con base en las características térmicas observadas y modeladas en el embalse, la presa de Aguamilpa exhibe un patrón de circulación del agua de tipo monomítico cálido. Este patrón es el resultado de las condiciones climáticas propias de la latitud tropical en la cual se localiza el sistema. Esta clasificación se sustenta con las características de mezclado observadas a lo largo de la columna de agua para las concentraciones de sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto.

Se observó un incremento significativo en la concentración de sólidos disueltos totales durante la época de lluvias en la presa de Aguamilpa. Este incremento puede estar asociado con la entrada de iones y material particulado provenientes de la erosión del suelo en la cuenca. La acumulación de material orgánico alóctono y autóctono, con su consiguiente descomposición, y la falta de circulación debido a la estratificación térmica registrada en el estiaje cálido, permiten explicar las bajas concentraciones de oxígeno disuelto observadas en los estratos profundos de la presa de Aguamilpa. Bajo tales condiciones, los procesos anaerobios son predominantes en estas zonas.

Los resultados obtenidos por el modelo CE-QUAL-W2 representaron, de una manera confiable, el comportamiento de las principales componentes de la presa de Aguamilpa; el modelo es de fácil manejo y se puede adaptar a las condiciones y características de diversas presas localizadas en regiones tropicales, donde existen muy pocos estudios; asimismo, es posible modificar las ecuaciones que describen la cinética de otros parámetros de calidad del agua.

El modelo bidimensional de calidad de agua desarrollado en el presente trabajo podría ser la base para otros esfuerzos de modelación planeados para el río Santiago, debido a que se tiene previsto la operación de tres grandes presas hidroeléctricas en cascada, las presas La Yesca, El Cajón y Aguamilpa. La presa La Yesca está todavía bajo construcción pero cuando sea finalizada, será la segunda presa más grande en su tipo en el mundo alcanzando una profundidad de 208.5 m.

Finalmente, a raíz de esta investigación se concluye que hoy en día continúa siendo materia de investigación el estudiar las causas y los impactos del proceso de eutrofización en las grandes presas tropicales como resultado de los excesivos aportes de nutrientes, el analizar las grandes demandas de oxígeno disuelto debido a la descomposición del material orgánico en la columna de agua y el desarrollar estrategias para contrarrestar las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en los estratos profundos de las presa tropicales consideradas como grandes presas. Dado que estos ecosistemas son también utilizados para el sustento de las poblaciones aledañas mediante la producción pesquera, es imperante tener una mejor comprensión de los procesos biogeoquímicos que ocurren en su interior. La utilización de este modelo para modelar otras variables de calidad del agua permitirá conocer la dinámica de los procesos fisicoquímicos y biológicos, coadyuvando con la formulación de criterios para el manejo y protección del recurso hídrico a fin de prevenir la eutrofización y el crecimiento de algas nocivas.

Capítulo VI

Escenarios futuros

6.1. Introducción.

De acuerdo con el Cuarto Informe de Evaluación (AR4) del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) el calentamiento del sistema climático es inequívoco, lo que se observa tanto en los incrementos de los promedios globales de las temperaturas del aire y de los océanos, como en el derretimiento de nieve y hielo y en la elevación del nivel medio del mar (IPCC, 2007).

El calentamiento observado en los últimos 50 años es mayor que en cualquier otro periodo similar en los últimos 1,300 años; la temperatura global ha aumentado 0.74 °C en los últimos 100 años y la tendencia de calentamiento de los últimos 50 años es de 0.13°C por década (Gay *et al.*, 2008). Asociado a lo anterior, se han registrado numerosos cambios de largo plazo en el clima. Estos cambios incluyen los posibles aumentos en la intensidad de los ciclones tropicales, en las ondas de calor y en la intensidad y frecuencia de eventos extremos como sequías y lluvias torrenciales (Conde, 2003).

Se ha observado un aumento significativo en la precipitación en latitudes templadas, mientras que se han registrado sequías más largas e intensas, desde 1970, en las regiones tropicales y subtropicales. Ante esos cambios observados, el IPCC (2007) señala que muchos sistemas hidrológicos están siendo afectados, principalmente por el calentamiento de lagos y ríos de muchas regiones, lo que afecta su estructura térmica y la calidad del agua que contienen.

Algunos países han hecho esfuerzos por adaptarse a dichos cambios mediante el desarrollo de estrategias, particularmente a través de la conservación de ecosistemas, así como impulsando el desarrollo de sistemas de alerta temprana, mejorando con ello el manejo de los recursos hídricos y contribuyendo a su calidad. Sin embargo, la efectividad de esos esfuerzos se ha visto sobrepasada por la falta de información básica y de sistemas de observación y monitoreo; por las condiciones de pobreza y por los asentamientos humanos en zonas muy vulnerables, así como la falta de estrategias políticas e institucionales y de tecnológicas apropiadas.

Los cambios observados y los escenarios futuros son la motivación fundamental para que los países localizados en regiones tropicales, particularmente México, impulsen nuevos estudios de modelación de los cuerpos de agua naturales, a fin de que los modelos empleados predigan con mayor exactitud los impactos bajo los diferentes escenarios previstos, siendo necesario que se incluya tanto la variabilidad natural del clima como la contribución humana al cambio climático global.

La utilidad de los modelos matemáticos de calidad del agua está determinada, en gran medida, por su habilidad en reproducir con precisión series de datos observados y por su capacidad predictiva al describir otras series de tiempo, sin que se requiera ajuste alguno de los parámetros calibrados. Sin embargo, las variables hidrológicas, climatológicas y de calidad del agua necesarias para su desarrollo son mediciones experimentales que presentan incertidumbre debido a las suposiciones realizadas y a las limitaciones que se observan durante su medición, efecto que se propaga a través de la utilización de dichas variables en las ecuaciones diferenciales del modelo. Por tal motivo, es necesario utilizar técnicas que permitan incorporar y cuantificar la incertidumbre que existe en la estructura y los parámetros del modelo de calidad del

agua y en los datos utilizados para su desarrollo, con el fin de determinar su capacidad predictiva.

El objetivo principal del presente capítulo consiste en extender el modelo de calidad del agua desarrollado para la presa de Aguamilpa, con la finalidad de determinar los procesos y parámetros dominantes en el modelo mediante un análisis de sensibilidad y cuantificar la incertidumbre del mismo mediante el análisis de los datos hidrológicos, climatológicos y de la información sobre calidad del agua localizada en las fronteras del sistema. La utilización de los conceptos para el análisis de sensibilidad y la metodología generalizada del análisis de incertidumbre fueron implementados en la herramienta computacional denominada UNCSIM (Reichert, 2004), la cual simuló las condiciones de calidad del agua en la presa mediante la modificación de los parámetros que definen el modelo y la utilización de posibles escenarios hidrológicos y climatológicos generados en el marco de simulaciones estocásticas, identificando los parámetros responsables de las variaciones observadas durante la simulación del modelo y cuantificando la incertidumbre estructural, paramétrica y de los datos de entrada

6.2. Metodología.

6.2.1. Análisis sistemático del modelo de calidad del agua.

A fin de mejorar la capacidad de predicción del modelo de calidad de agua desarrollado se utilizó el software estadístico UNCSIM. Dicho programa provee la implementación de técnicas para los pasos más importantes de análisis basado en modelos de datos. Estas técnicas incluyen la inferencia estadística y el análisis de sensibilidad e incertidumbre (Omlin *et al.*, 2000; Lindenschmidt, 2006).

CE-QUAL-W2 es un modelo complejo que contiene más de 23 parámetros relacionados con las características hidrodinámicas y de calidad de un cuerpo de agua. El gran número de coeficientes y parámetros de dicho modelo incrementa la dificultad de evaluar la unicidad de los valores para los parámetros utilizados y la confiabilidad de los resultados de dicho modelo. Este problema condujo a la utilización de metodologías adecuadas y objetivas que permitan determinar los principales procesos y parámetros del modelo a partir de los datos observados.

Como una primera etapa, se desarrolló una interfaz simple entre el modelo de calidad del agua CE-QUAL-W2 y el software estadístico UNCSIM. Tal interfaz permitió resolver el problema de la aplicación del modelo de calidad de agua desarrollado. Esta herramienta computacional ha sido acoplada a otros modelos de calidad de agua como son: AQUASIM, un programa para la simulación y el análisis de datos de sistemas acuáticos (Reichert, 1994; 1995), Soil and Water Assessment Tool (SWAT), un programa para la simulación hidrológica y de calidad del agua a nivel cuenca (Arnold *et al.*, 1998) y LEACHM, una implementación de un modelo determinista para simular la dinámica del nitrógeno en suelos (Hutson y Wagenet, 1991). La idea básica en el desarrollo de la interfaz entre UNCSIM y CE-QUAL-W2 es ilustrada en la Figura 6.1.

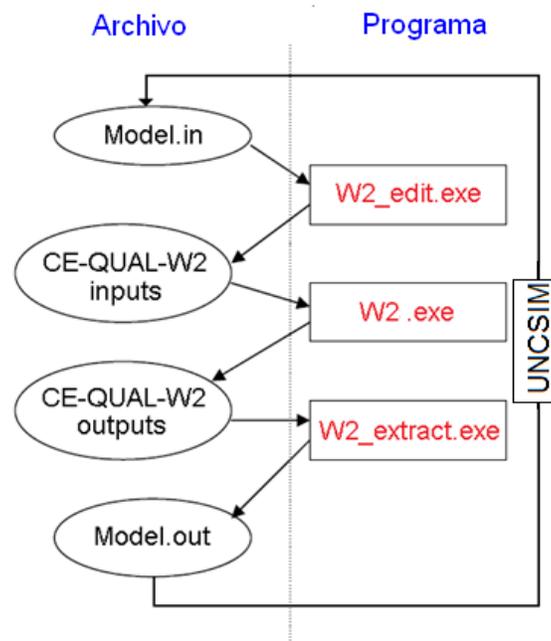


Figura 6.1. Diagrama conceptual para la interfaz desarrollada entre CE-QUAL-W2 y UNCSIM.

Cuando UNCSIM hace los cálculos pertinentes, los escribe en un archivo de nombre *Model.in*. Luego un archivo ejecutable, llamado *W2_edit.exe*, permite modificar el archivo de control donde se encuentran los principales parámetros y coeficientes del modelo y escribe las nuevas condiciones climatológicas y de entrada de las variables de calidad del agua con el formato requerido para el modelo CE-QUAL-W2. Esta información es leída y validada por el modelo de calidad de agua, dando inicio a una

nueva simulación. El archivo *W2_extract.exe* escribe los resultados de modelo de calidad de agua en otro archivo llamado *Model.out*. Este último archivo puede ser leído directamente por el modelo estadístico UNCSIM, creando con ello un ciclo el cual finalizará una vez que se lleven a cabo las 500 simulaciones experimentales, de acuerdo con el criterio estadístico establecido por Reichert (2004) y Rode *et al.* (2009).

Los programas ejecutables han sido desarrollados de manera particular para el presente estudio mediante el lenguaje de programación de alto nivel Java[®], utilizando la plataforma para el desarrollo de aplicaciones en un entorno de desarrollo integrado llamada Netbeans IDE 7.1.1 con el objetivo de modificar los archivos de entrada y de extraer la información simulada en CE-QUAL-W2. El procedimiento descrito anteriormente se le conoce como acoplamiento en lazo cerrado y es realizado con la finalidad de optimizar la modificación de los archivos de entrada del modelo de calidad de agua y evitar realizarlo de manera manual.

6.2.2. Análisis de sensibilidad.

Una vez que la interfaz entre UNCSIM y CE-QUAL-W2 fue desarrollada, se llevó a cabo el análisis del efecto de los principales parámetros que influyen en la estructura térmica y en el comportamiento de la calidad de agua en la presa de Aguamilpa a través de un análisis de sensibilidad. El objeto del análisis de sensibilidad es la determinación de los parámetros que en mayor medida afectan a los valores de las variables de salida y el error que pueden introducir en los resultados finales.

En este sentido, el análisis de sensibilidad consistió en estudiar el comportamiento del modelo de calidad de agua a través de la alteración de los coeficientes y parámetros del modelo, con la finalidad de conocer el efecto de los mismos e identificar los parámetros estadísticamente significativos. El análisis de sensibilidad permite estudiar todas las variables de interés en el modelo, categorizando aquellos parámetros que presentan un mayor efecto sobre las variables simuladas (temperatura del agua, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales). La idea principal de este análisis es identificar las partes más sensibles del modelo, es decir, los parámetros decisivos durante la simulación de la calidad del agua.

Tabla 6.1. Parámetros seleccionados del modelo de calidad de agua calibrado para análisis de sensibilidad de temperatura y el intervalo de sus valores.

Descripción	Variable	Unidad	-50%	-20%	Valor de calibración	20%	50%
Viscosidad longitudinal eddy	AX	m ² s ⁻¹	0.5	0.8	1.0	1.2	1.5
Difusividad longitudinal eddy	DX	m ² s ⁻¹	0.5	0.8	1.0	1.2	1.5
Coeficiente Chezy	FRICC	m ² s ⁻¹	35	56	70	84	105
Coeficiente de abrigo del viento	WSC	-	0.72	1.16	1.45	1.74	2.17
Radiación solar absorbida en la superficie	BETA	-	0.21	0.33	0.42	0.50	0.63
Coeficiente de extinción para agua pura	EXH2O	m ⁻¹	0.25	0.4	0.5	0.6	0.75
Coeficiente de intercambio de calor en el sedimento	CBHE	W m ⁻² s ⁻¹	0.15	0.24	0,3	0.36	0.45
Temperatura del agua en la entrada		°C	0.5T _w	0.8T _w	T _w *	1.2T _w	1.5T _w

*T_w se refiere a la temperatura del agua diaria en la entrada de los tributarios en la presa de Aguamilpa.

El análisis de sensibilidad del modelo de calidad del agua para la presa de Aguamilpa se llevó a cabo mediante el método de perturbación, el cual consistió en variar cada uno de los parámetros de interés definidos en la Tabla 6.1, los cuales fueron identificados previamente en las ecuaciones como los más relevantes durante el proceso de calibración, de manera tal que se aumentaron y disminuyeron los valores en un porcentaje definido mientras los demás se mantuvieron constantes. Las desviaciones correspondientes a las variables de salida (temperatura, oxígeno disuelto y sólidos

disueltos totales) reflejan la sensibilidad de la respuesta, observando las diferencias que se producen entre cada experimento y parametrizando cuál de ellos es más influyente.

Una manera de medir la sensibilidad del modelo de calidad del agua es a través del coeficiente de sensibilidad (CS). Éste se deriva del cociente entre el porcentaje de cambio en la variable de salida del modelo con respecto al porcentaje de cambio en la variable de entrada o parámetro modificado, tal y como lo muestra la ecuación 6.1.

$$CS = \frac{\% \text{ cambio en variables de salida}}{\% \text{ cambio en parametros de entrada}} \quad (6.1)$$

Sin embargo, existen dos supuestos en el cálculo de dicho estimador estadístico: en primer lugar se asume que el efecto del cambio de los parámetros presentan un comportamiento lineal y, por otro lado, puede presentarse el caso que los valores otorgados para el análisis de sensibilidad sean incongruentes en ciertos parámetros. Por tal motivo, es indispensable la experiencia del modelador al otorgar el porcentaje de cambio de las variables a estudiar.

6.2.3. Análisis de incertidumbre.

Una vez que los parámetros más representativos fueron identificados, se llevó a cabo la propagación de incertidumbre del modelo con el objetivo de comprender la influencia de factores externos, como la temperatura ambiente y los flujos de entrada y salida de agua, en las variables de salida del modelo.

La metodología para el análisis de incertidumbre implementados en la herramienta computacional denominada UNCSIM (Reichert, 2004) permitió simular las condiciones de calidad del agua en la presa, mediante la modificación de las variables continuas que definen el modelo y la utilización de posibles escenarios hidrológicos y climatológicos generados en el marco de simulaciones estocásticas. El presente trabajo de investigación propone una metodología innovadora capaz de analizar modelos de calidad de agua complejos, como es el caso de estudio, la cual permite cuantificar la incertidumbre estructural, paramétrica y de los datos de entrada del modelo de calidad de agua. A continuación se presenta una breve justificación y descripción de la

metodología utilizada para la generación de los escenarios climatológicos en el área de estudio.

a) Generación de escenarios climáticos por métodos convencionales.

En las Comunicaciones Nacionales que los países entregan a la Convención Marco de Naciones Unidas, pueden observarse diferentes aproximaciones a la elaboración de escenarios hidrológicos y climáticos. Resalta en ellas el hecho de que no hay un método único para su generación; mucho depende de la capacidad técnica y científica de cada país. Desafortunadamente, ningún país en vías de desarrollo posee algún modelo avanzado que se equipare a los modelos más complejos que existen en la actualidad. Por tanto, actualmente se utilizan las salidas de modelos desarrollados en los países denominados del primer mundo.

El recurso más avanzado del que se dispone para la generación de escenarios climatológicos es el conjunto de Modelos de Circulación General (GCMs por sus siglas en inglés). Estos modelos simulan una gran variedad de los procesos que ocurren en un intervalo muy amplio de escalas espaciales y temporales, entre los diversos subsistemas climáticos. Los resultados obtenidos por estos GCMs, cuando se aplican en condiciones de cambio climático, dan lugar a la construcción de escenarios para diversas variables. Las variables sobre las que se presta más atención, por su indiscutible importancia, son la temperatura ambiente y la precipitación, y comúnmente los horizontes proyectados se extienden hasta el 2100.

De acuerdo con el IPCC, los escenarios climáticos se definen como una representación posible y simplificada del clima futuro, basada en un conjunto de relaciones climatológicas que han sido construidas expresamente para investigar las posibles consecuencias del cambio climático antropogénico, y que sirven como materia prima para modelos de impacto (IPCC, 2007).

Los escenarios de cambio climático en los GCMs se desarrollan tomando como base los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄, NO₂, entre otros) provistos en el Reporte Especial de Escenarios de Emisiones (Nakicenovic *et al.*, 2000). A partir de los escenarios de emisiones es posible calcular las concentraciones globales y el forzamiento radiativo correspondiente, lo que lleva a una proyección del

incremento de temperatura global. Las diferentes suposiciones que se adoptan en cuanto al desarrollo de los escenarios de las emisiones de gases de efecto invernadero incluyen el cambio tecnológico, población, tipo y grado de desarrollo económico, entre otros.

De esta forma cada escenario representa una alternativa de cómo se podría comportar el clima futuro. Existen dos grandes familias de escenarios, los escenarios tipo A que describen un mundo futuro con alto crecimiento económico y los escenarios tipo B, donde el crecimiento es moderado. Los escenarios A1 y B1 suponen que habrá una globalización tal que las economías convergerán en su desarrollo, mientras que los escenarios A2 y B2 consideran que el desarrollo se dará más a nivel regional.

b) Simulación estocástica del clima.

Existe una fuente importante de incertidumbre relacionada con los procesos que determinan el clima y que no quedan incluidos en las simulaciones realizadas con los GCMs. Dicha situación se refiere a los procesos que se llevan a cabo a escalas menores a la resolución original del GCM, por lo que su efecto lleva a diferencias entre lo simulado y lo observado. La magnitud de tales diferencias proporciona una idea de la importancia que representan tales fenómenos en el clima a escala regional. En este sentido, cuanto mayor nivel de reducción de escala (temporal y espacial) se desee, mayor nivel de incertidumbre se asume.

Un ejemplo de estos procesos es el de los huracanes, donde las diferencias en la precipitación entre un año y otro se pueden deber a la entrada de un sistema de este tipo, y que resulta en anomalías de precipitación de entre 50% y 100% a escala regional. Desafortunadamente, las proyecciones de cambio climático difícilmente permiten proyectar el efecto de los huracanes, razón por la cual se trabaja con las condiciones medias y la variabilidad interanual entre proyecciones. En el caso de la temperatura, la incertidumbre asociada a este tipo de procesos es mucho menor y no es comparable con las tendencias positivas que se proyectan a futuro.

Con el objetivo de utilizar la información que proveen los GCMs es necesario aplicar técnicas de regionalización, de tal manera que el clima regional esté caracterizado no solo por los factores de gran escala, sino también por factores regionales y locales que

no son resueltos por estos modelos. Por otro lado, otro factor que se debe tomar en cuenta para generar escenarios climáticos es la escala de tiempo. Por lo general, los GCMs proyectan series de tiempo con escala mensual o anual, información que para algunos estudios puede ser suficiente; por ende, los escenarios climáticos generados en los GCMs son un producto hecho a la medida de las necesidades de los usuarios y no un producto genérico que satisfaga a cualquier usuario.

Surge entonces una metodología innovadora en materia de modelación numérica del clima, la cual reconoce que las predicciones del clima sólo pueden darse en un sentido probabilístico que refleje la naturaleza caótica del sistema climático. Por ello, un pronóstico del clima se debe construir con varios experimentos numéricos que partan de condiciones iniciales ligeramente diferentes. El conjunto de todos los experimentos constituye un ensamble, que permite establecer la condición más probable. La dispersión entre esos experimentos permite establecer el nivel de confianza o incertidumbre y se puede expresar como una Función de Densidad de Probabilidad (PDF por sus siglas en inglés).

De esta forma, la información generada incluye no sólo el valor medio, sino también una medida de la dispersión entre las realizaciones que forman el ensamble, e incluso información sobre las condiciones extremas. Si la dispersión en la PDF es baja, se tiene mayor confianza de que se llegará a una condición climática en un intervalo dado. El carácter de las incertidumbres en los escenarios de cambio climático generados por los GMCs es distinto al de los realizados con las PDFs, siendo que en los primeros domina la incertidumbre epistémica y en los segundos, la incertidumbre tiene un carácter predominantemente aleatorio. Consecuentemente, la naturaleza de las probabilidades en uno y otro caso es distinta, así como su manejo (Estrada *et al.*, 2008).

Este hecho ha generado un importante y largo debate que continúa vigente en la literatura sobre el tipo de probabilidades (subjetivas y frecuentistas) que sería adecuado utilizar (Schneider, 2001, 2003; Kinzig *et al.* 2003). Dado que la información climatológica en el modelo de calidad utilizado (CE-QUAL-W2) es requerida con una resolución temporal muy alta (a una escala diaria), la generación de los escenarios

climatológicos para el análisis de incertidumbre en el presente trabajo de investigación fueron generados mediante la metodología basada en las PDFs.

c) Simulación Montecarlo.

A fin de simular estocásticamente las series climatológicas, fue necesaria la aplicación de métodos estadísticos avanzados como la simulación Montecarlo. El objetivo de las simulaciones Montecarlo es el probar diferentes distribuciones de probabilidad para cada variable de interés para producir centenares de resultados posibles. Estas características son modificadas directamente en los archivos de entrada del modelo CE-QUAL-W2 y los resultados de simulación fueron analizados para obtener las probabilidades de ocurrencia de los resultados.

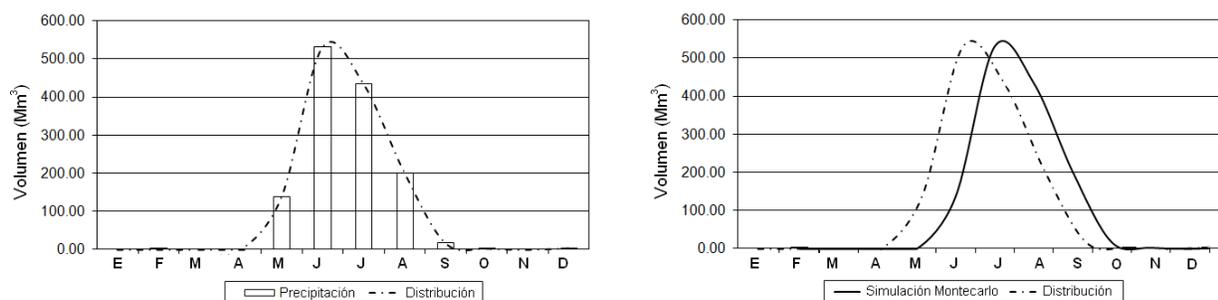


Figura 6.2. Representación gráfica de la distribución de la precipitación y de la generación de los escenarios por el método Montecarlo.

La simulación Montecarlo consiste en generar una serie de tiempo siguiendo una distribución que represente una probabilidad de ocurrencia (Figura 6.2). Esta ocurrencia afecta a los resultados del modelo de calidad de agua de una forma determinada, la cual será evaluada en función al grado de cambio de los resultados con respecto al grado de cambio del parámetro en estudio. La clave de la simulación Montecarlo se basa en llevar a cabo un experimento consistente, generando muestras aleatorias para las variables de precipitación y temperatura ambiente con ayuda del ordenador, analizando el comportamiento del modelo de calidad del agua ante los valores generados. Tras repetir 500 veces este experimento, se dispuso de la cantidad suficiente de observaciones sobre el comportamiento del sistema, lo cual fue de gran utilidad para entender el funcionamiento del mismo; el análisis de incertidumbre es más preciso cuanto mayor sea el número de experimentos que se lleven a cabo.

6.3. Resultados y discusión.

6.3.1. Análisis de sensibilidad

En la Figura 6.3 se muestra la variación en el coeficiente de sensibilidad de los parámetros seleccionados durante el análisis de sensibilidad del modelo de calidad de agua. Los parámetros más significativos que afectan la estructura térmica de la presa de Aguamilpa fueron WSC (coeficiente de abrigo del viento), FRICC (coeficiente Chezy) y CBHE (coeficiente de intercambio de calor en el sedimento) en ese orden. El WSC afectó significativamente el perfil de temperatura del agua en la presa durante el período de estratificación (estiaje cálido), modificando la profundidad de la termoclina y acelerando el mezclado vertical durante el estiaje frío (Figura 6.4).

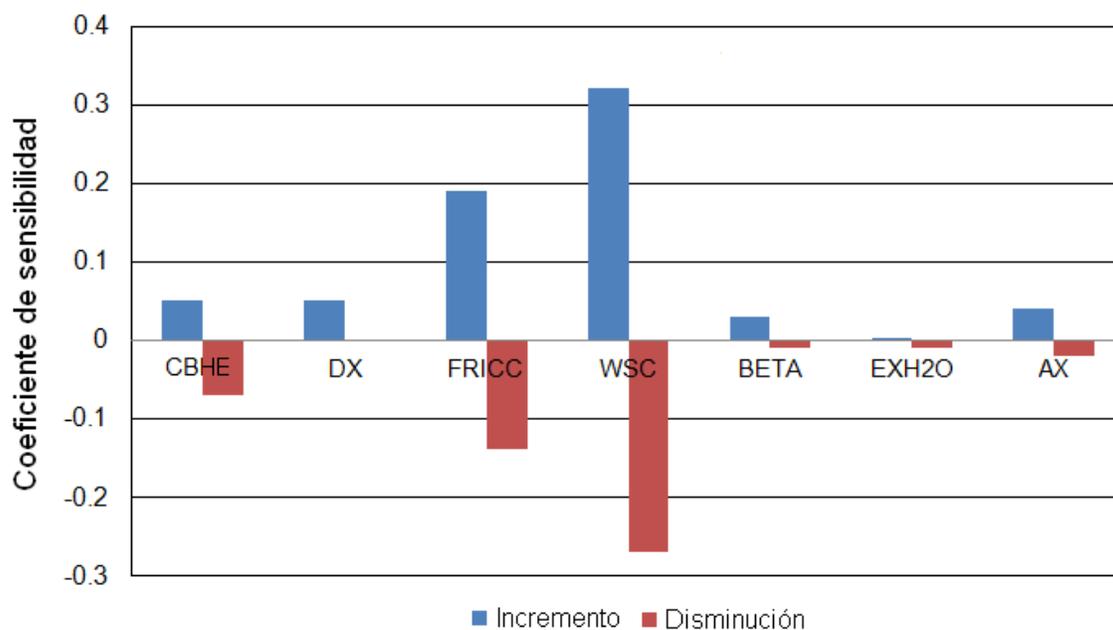


Figura 6.3. Coeficiente de sensibilidad para los parámetros seleccionados del modelo de calidad de agua.

Por otro lado, el incremento en los valores de FRICC resultó en una contribución adicional en el intercambio de calor en la columna de agua y en la aceleración del proceso de mezclado. El coeficiente de intercambio de calor en el sedimento (CBHE) presentó un efecto significativo en la temperatura del agua únicamente en el hipolimnion de la presa. Ostfeld y Sammons (2005) reconocen el mismo efecto para

este último parámetro del modelo y sugieren que el mismo puede deberse a la presencia de la termoclina.

El resto de los parámetros analizados, incluyendo AX (viscosidad longitudinal eddy), DX (difusividad longitudinal eddy), BETA (radiación solar absorbida en la superficie) y EXH2O (coeficiente de extinción para agua pura) no presentaron un efecto significativo en la temperatura del agua. Asimismo, se demostró que la temperatura del agua en las corrientes de entrada tampoco presentó un efecto en la estructura térmica de la presa. Esta situación puede estar asociada a que el proceso de mezclado en el embalse es controlado mayormente por la temperatura ambiente, la radiación solar y el efecto del viento.

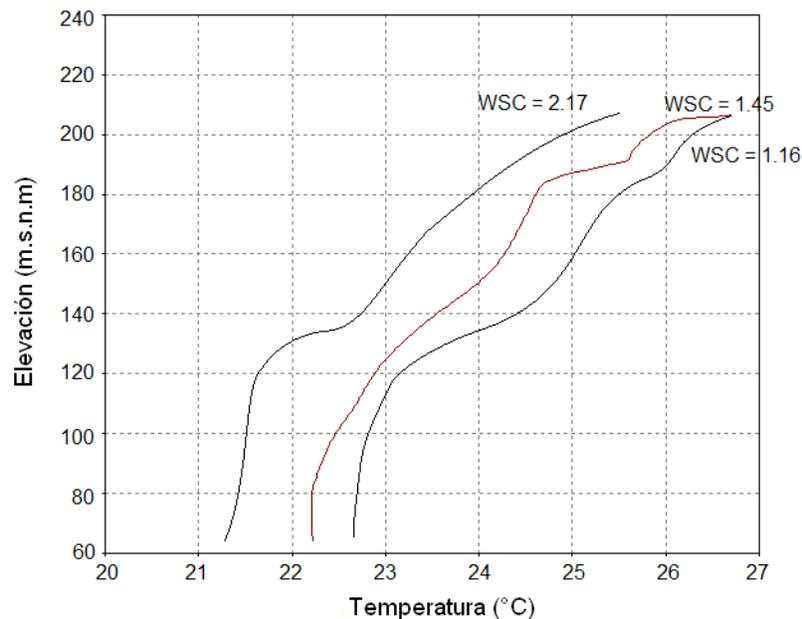


Figura 6.4. Efecto del coeficiente de abrigo del viento (WSC) en el perfil térmico de la presa de Aguamilpa.

6.3.2. Análisis de incertidumbre.

Dentro del proceso de optimización del modelo se realizó un análisis de incertidumbre. La metodología del análisis de incertidumbre se basó en la técnica de búsqueda aleatoria controlada de Montecarlo. Para su análisis se generaron intervalos a partir de las variables originales que sirvieron como base a la calibración del modelo. Tomando

como base los resultados del análisis de sensibilidad, se generaron intervalos para las variables climatológicas que definen el modelo, que son la precipitación y la temperatura ambiente.

Esta metodología permitió probar la distribución de probabilidad para cada una de las variables de interés, produciéndose posibles escenarios futuros en la presa. Estas características fueron modificadas en los archivos de entrada del modelo de calidad de agua, efectuándose una corrida del modelo para cada distribución generada obteniéndose un conjunto de resultados. Con base en los resultados de la simulación se calcularon los intervalos de confianza, tomándose los percentiles 5% y 95% y se analizaron en función a la probabilidad de ocurrencia de dichos resultados.

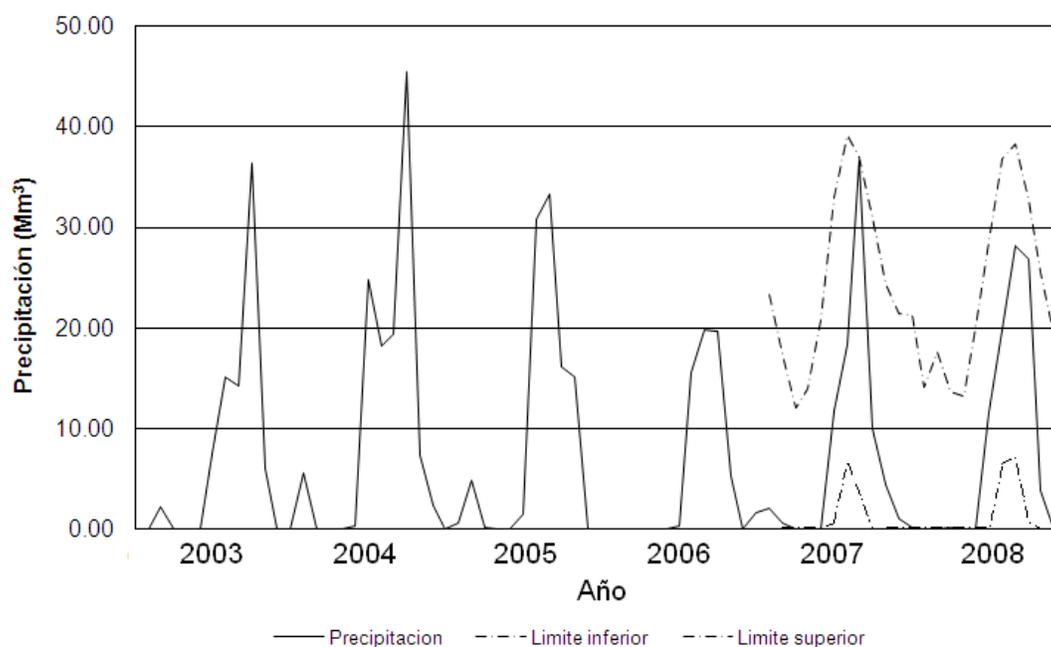


Figura 6.5. Volumen aportado por precipitación directa en la presa de Aguamilpa y los intervalos de confianza (5% y 95%) durante el período de simulación.

Las Figuras 6.5 y 6.6 muestran el volumen aportado por precipitación directa en el balance hídrico y la temperatura ambiente mínima y máxima, respectivamente, correspondiente a la presa de Aguamilpa. En estas Figuras es posible identificar los intervalos dentro de los cuales se encuentran los valores utilizados en el análisis de incertidumbre mediante la simulación Montecarlo. Dado que el intervalo de confianza representa un intervalo de valores entre los cuales existe una cierta probabilidad de que

se encuentren las mediciones para una población, el intervalo de confianza presentado corresponde a la región donde es más probable que ocurra la precipitación y la temperatura ambiente en el área de estudio. Desde el punto de vista del análisis de incertidumbre, el intervalo de confianza es muy importante debido a que cuantifica la influencia de la incertidumbre en las magnitudes de las variables respuesta y permite conocer la confiabilidad de las predicciones del modelo.

Dado que la precipitación diaria no corresponde a una distribución simétrica de Gauss, fue necesario modificar el comportamiento histórico de dicha variable, incluyéndola como una precipitación acumulada; esta modificación permitió ajustar el comportamiento de dicha variable a una distribución normal, tal y como se muestra en la Figura 6.5. Dicha situación es muy importante ya que el modelo CE-QUAL-W2 requiere los valores diarios de precipitación, razón por la cual los valores mensuales generados durante las simulaciones Montecarlo tuvieron que posteriormente estimarse por día en el modelo de calidad del agua.

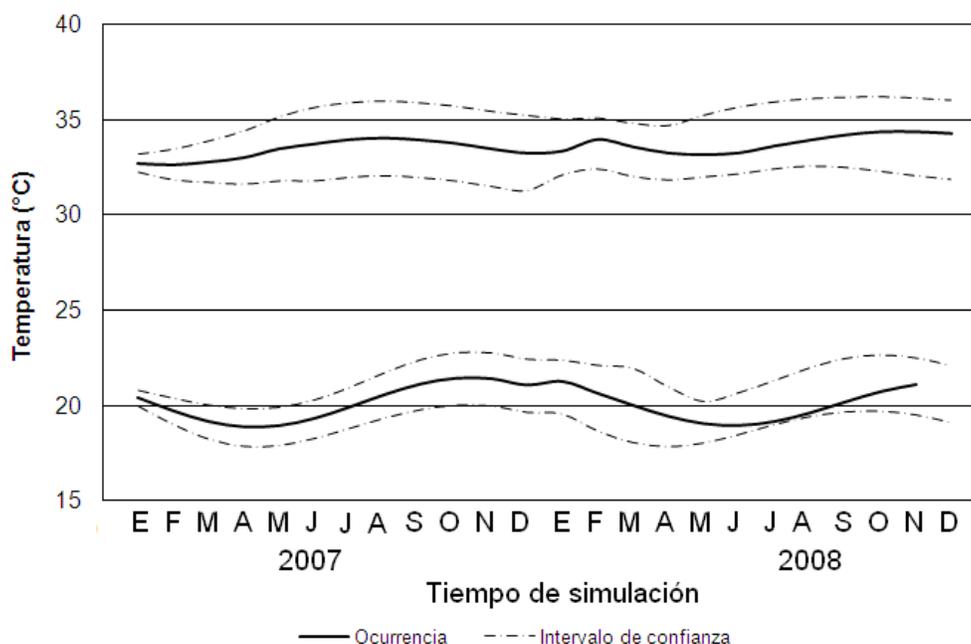


Figura 6.6. Comportamiento de la temperatura mínima y máxima, destacando los intervalos de confianza (5% y 95%) utilizados en la simulación Monte Carlo.

De acuerdo con los resultados mostrados en la Figura 6.6, se registró una diferencia promedio de 2.16°C entre la ocurrencia más probable y los límites de confianza para la

temperatura ambiente. Por tal motivo, se puede argumentar que las simulaciones que se lleven a cabo dentro de dichos límites podrían ser consideradas como un escenario de cambio climático en la presa, de acuerdo con lo establecido por Martínez-Arroyo *et al.* (2011), quienes han pronosticado un incremento de 2°C en los valores de la temperatura ambiente para el 2050 en la región. Dicha situación pone en manifiesto que los resultados del análisis de incertidumbre tendrán una contribución en el desarrollo de futuros planes de manejo del recurso hídrico.

Asimismo, es indispensable reconocer que, a pesar de que para la temperatura ambiente no se presentan eventos extraordinarios como los que suceden con la precipitación con la presencia de huracanes, existe mayor incertidumbre en este parámetro ya que la variación diurna de la temperatura durante las épocas de estiaje cálido y lluvias es alta.

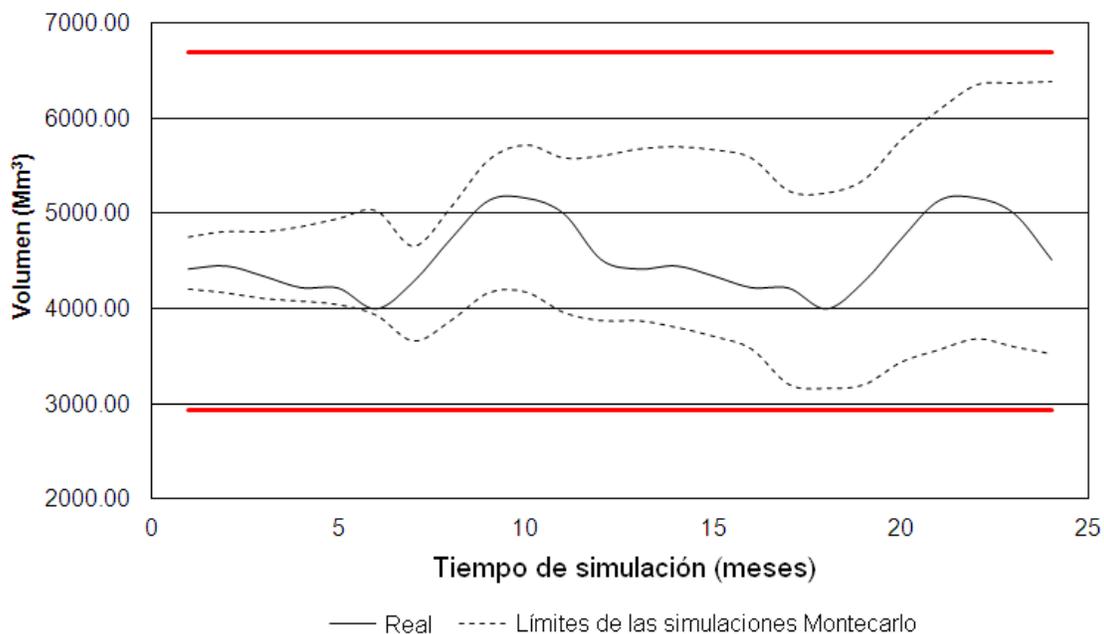


Figura 6.7. Intervalo del volumen almacenado de la presa de Aguamilpa debido a la incertidumbre generada para la precipitación.

La Figura 6.7 muestra una problemática común durante el análisis de incertidumbre de los modelos de calidad del agua; una vez que fueron generados los diferentes escenarios para la precipitación del modelo, fue necesario corregir el balance hídrico de la presa a fin de considerar los efectos de dicha variable en el modelo de calidad de

agua. Se observó que la propagación de la incertidumbre de la precipitación en el modelo de balance hídrico presentó un problema denominado de valor inicial, donde los resultados, en un contexto determinístico, son incluyentes a través del tiempo. Bajo tal marco de referencia, entre más cercana sea la condición inicial con respecto al comportamiento real, mejor es la predicción que se realiza.

Es importante señalar, entonces, que las simulaciones del modelo de calidad de agua no pueden extenderse por mucho tiempo antes de que el nivel de acierto caiga por debajo del umbral que las hace útiles. Las simulaciones llevadas a cabo mediante la propagación de incertidumbre de las variables continuas del modelo amplifican los errores de la condición inicial, por lo que a pesar de que las simulaciones partan de condiciones iniciales similares, el nivel de la incertidumbre en la variable continua determina la diferencia en la respuesta del modelo pudiendo incluso obtener resultados altamente contrastantes.

A fin de contrarrestar el efecto anteriormente descrito, fue necesario agrupar los resultados obtenidos de la simulación Montecarlo. Este proceso se le conoce como bloqueo estadístico y constituye una clasificación de los resultados en función a la media observada en la serie de tiempo generada. Se llevó a cabo un análisis de varianza de los 500 escenarios generados para ambas variables (precipitación y temperatura ambiente) y los resultados se clasificaron en cuatro grupos homogéneos que se presentan en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2. Escenarios propuestos para la evaluación del análisis de incertidumbre en la presa de Aguamilpa.

Nombre	Características
<i>Escenario 1</i>	Temperatura ambiente media significativamente menor
<i>Escenario 2</i>	Precipitación media acumulada significativamente menor
<i>Escenario 3</i>	Temperatura ambiente media significativamente mayor
<i>Escenario 4</i>	Precipitación media acumulada significativamente mayor

La interpretación de los resultados del análisis de incertidumbre es una tarea compleja dado que para cada simulación realizada existe un comportamiento particular de las variables de calidad de agua; en este sentido, el bloqueo estadístico favoreció la interpretación y presentación de dichos resultados. Por ello, durante el bloqueo es indispensable asumir que la respuesta del modelo de calidad del agua es similar en cada uno de los diferentes escenarios agrupados, debido a que estadísticamente la distribución de las variables climatológicas no presenta diferencia significativa dentro los grupos.

La Figura 6.8 muestra el comportamiento de la temperatura del agua en la superficie de la presa de Aguamilpa bajo los diferentes escenarios generados estocásticamente y se compara con el comportamiento real registrado. Los resultados obtenidos permitieron observar que una futura disminución en la temperatura ambiente (Escenario 1) repercutiría de manera positiva en el embalse ya que la diferencia de temperatura entre la superficie y los estratos inferiores es menor, lo que favorecería el rompimiento de la termoclina y el mezclado completo durante la época de estiaje frío.

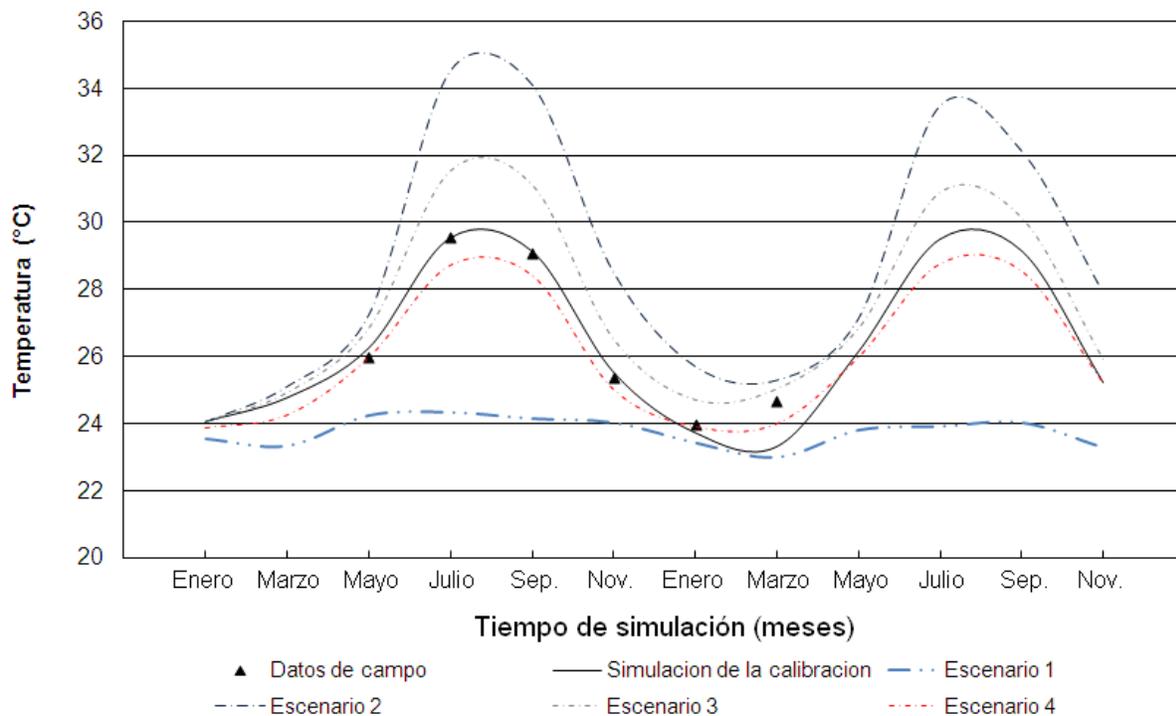


Figura 6.8. Comportamiento de la temperatura del agua en la superficie de la presa de Aguamilpa bajo diferentes escenarios.

Un comportamiento completamente opuesto se observó bajo un escenario de disminución de la cantidad de agua en el embalse (Escenario 2); dicha situación se puede explicar ya que a menor cantidad de agua, menor es el área superficial del embalse, lo que implicaría que a pesar de mantener las mismas condiciones de radiación solar, temperatura ambiente, entre otros, la temperatura del agua en la superficie se incrementaría. La variación máxima registrada entre la temperatura registrada en la superficie de la presa y la simulada bajo el Escenario 2 se observó durante la época de estiaje cálido y lluvias (durante los meses de junio a octubre).

Por otro lado, un incremento en la temperatura ambiente (Escenario 3) causaría un incremento en la temperatura de los estratos superiores de la presa, situación que consolidaría la termoclina presente. Este comportamiento puede apreciarse de mejor forma en la Figura 6.9. Los resultados obtenidos demuestran una diferencia importante de la temperatura del agua en los estratos superiores de la presa, sin embargo por debajo de la termoclina, la temperatura del agua es similar para todos los escenarios propuestos. Finalmente, en las Figuras 6.8 y 6.9 se observó que el incremento en el nivel de agua de la presa (Escenario 4) fue el escenario que mostró menor incertidumbre en las variables de salida del modelo de calidad del agua.

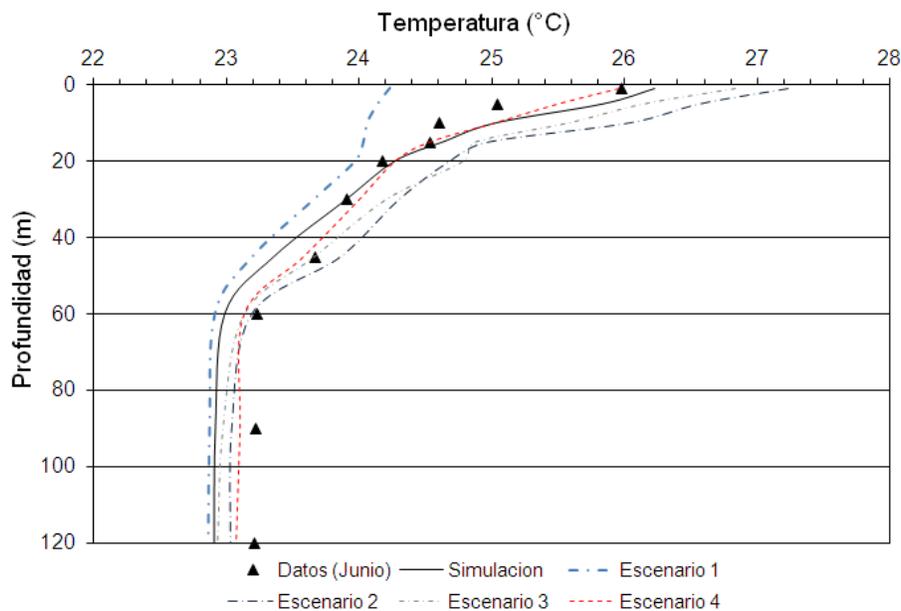


Figura 6.9. Comportamiento de la temperatura en la columna de agua de la presa de Aguamilpa durante el mes de junio para los diferentes escenarios propuestos.

En el caso del oxígeno disuelto, el comportamiento observado para dicho parámetro es similar al registrado en la temperatura del agua para las simulaciones realizadas bajo diferentes escenarios. Es decir, los escenarios que registraron una estratificación térmica presentaron también una diferencia en las concentraciones de oxígeno disuelto desde la superficie hasta el fondo del embalse, con la presencia de una oxiclina. Dicha situación coincide con lo sugerido en el capítulo V de la presente tesis, donde se reconoce que el comportamiento hidrodinámico de la presa determina el comportamiento de las variables de calidad del agua. El incremento en las temperaturas de la superficie de la presa registradas en los Escenarios 1 y 2 repercutieron de manera negativa en la concentración de oxígeno disuelto, situación que puede atribuirse al descenso en la solubilidad de este gas en el agua debido al incremento en la temperatura. Este fenómeno representó la principal diferencia entre la simulación del oxígeno disuelto calibrado y las realizadas bajo los diferentes escenarios. El análisis de incertidumbre global del modelo de calidad del agua para las concentraciones de oxígeno disuelto para los diferentes escenarios propuestos se muestra en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3. Error Absoluto Medio (AME) y Error Cuadrático Medio (RMSE) de la concentración de oxígeno disuelto bajo los diferentes escenarios de simulación.

	Simulado	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Simulado		0.481*	0.615*	0.299*	0.151*
Escenario 1	0.328**		1.096*	0.201*	0.493*
Escenario 2	0.837**	1.113**		0.915*	0.623*
Escenario 3	0.125**	0.064**	0.497**		0.346*
Escenario 4	0.033**	0.430**	0.651**	0.192**	

*Valor de AME **Valor de RSME

La principal razón por la cual la interpretación de los resultados para el oxígeno disuelto se llevó a cabo mediante el análisis de incertidumbre global fue el bajo grado de error mostrado con respecto a la simulación real. De la tabla anterior se puede observar que la mayor incertidumbre se registró para los Escenarios 1 y 2, coincidiendo con el comportamiento observado para la temperatura.

Finalmente, el comportamiento de los sólidos disueltos totales varió de manera importante en función a los flujos de entrada (precipitación), situación que podría repercutir seriamente en el proceso de azolvamiento. Sin embargo, al ser una variable conservativa, la concentración de los sólidos disueltos totales no presentó diferencia importante durante la propagación de la incertidumbre en la temperatura ambiente.

6.4. Conclusiones del capítulo.

Se llevó a cabo la optimización paramétrica del modelo de calidad del agua mediante los análisis de sensibilidad e incertidumbre en un contexto modular, es decir, modificando las observaciones hidrológicas, climatológicas y de calidad de agua que intervienen en la simulación de la presa a lo largo del tiempo. La combinación de las simulaciones modulares permitió cuantificar el efecto (sensibilidad) y el error (incertidumbre) asociado a la variación de los parámetros del modelo en las condiciones de calidad del agua de la presa.

La idea principal del análisis de sensibilidad fue identificar las debilidades más importantes del modelo de calidad de agua. Dicho análisis permitió identificar que los parámetros WSC, FRICC y CBHE son los parámetros del modelo CE-QUAL-W2 que más influyeron en el comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto; en este sentido, se sugiere que los próximos trabajos de modelación en presas tropicales con este módulo deberán enfocar sus esfuerzos de calibración en dichos parámetros. Estos resultados son muy importantes desde el punto de vista de la modelación de cuerpos de agua ya que se reduce considerablemente el tiempo de simulación en futuras investigaciones.

El análisis de incertidumbre realizado en el presente estudio se basó en la simulación de las funciones de densidad de probabilidad para la precipitación y la temperatura ambiente en el área de estudio. Estas simulaciones permitieron crear un número arbitrario de posibles escenarios reales para ambos parámetros. Las distribuciones de frecuencia fueron adaptadas al modelo, introduciendo un nuevo concepto de dinamismo paramétrico en la modelación de la calidad del agua. Con ello se generaron escenarios e información sobre el comportamiento de la calidad del agua de la presa de forma

consistente, de manera tal que los resultados de dichas simulaciones permitieron conocer de mejor forma el comportamiento del sistema en las condiciones actuales y futuras.

El análisis de incertidumbre mostró los posibles cambios en las características hidrodinámicas y de calidad de agua en la presa; sin embargo, dichos resultados deben tomarse con cautela dadas las limitaciones del modelo. De esta forma, los resultados mostrados simplemente representan los posibles panoramas esperados para la presa de Aguamilpa, los cuales incluyen el posible efecto del cambio climático en la región, y no representan predicciones exactas.

Finalmente, a partir del desarrollo de un esquema innovador para el acoplamiento de diferentes módulos durante el análisis de sensibilidad e incertidumbre, se establecieron las bases para un futuro desarrollo de una plataforma de modelación a fin de realizar simulaciones de calidad del agua en la presa de Aguamilpa en tiempo real, mediante la actualización continua de las condiciones meteorológicas y de descarga.

Síntesis y conclusiones al público.

A lo largo de la presente tesis, se describen los aspectos más relevantes relacionados con el desarrollo de un modelo de calidad del agua en la presa de Aguamilpa. La información aquí presentada no quedaría completa si no se revisan y discuten los resultados obtenidos, exponiendo las perspectivas futuras de trabajo a raíz de la presente investigación:

La presa de Aguamilpa es un embalse encañonado, siendo además, el último de una cadena de cuatro presas localizadas a lo largo del río Santiago cuyo principal propósito es la generación de energía eléctrica y en particular la presa de Aguamilpa adicionalmente tiene la función de control de avenidas para regular el suministro de agua al Distrito de Riego 043 del estado de Nayarit. De esta forma, el estudio de los principales procesos físicos, químicos y biológicos que afectan al embalse y su respuesta ante los posibles cambios que pueda sufrir por efecto de un cambio en el régimen de flujo o por un incremento en la temperatura ambiente, está de sobra justificado, constituyendo una interesante herramienta de ayuda para su gestión.

La morfología de la presa de Aguamilpa hace que la presa esté dividida en dos zonas influenciadas por diferentes agentes externos. La primera zona más abierta, está comprendida en la parte más ancha de la presa, cerca de la cortina; esta parte se comporta como un lago, y se encuentra influenciada principalmente por la acción del viento. La segunda zona se trata de una zona estrecha con meandros que se extienden aguas arriba hasta la entrada del río Santiago. Esta parte de la presa está protegida del viento y está dominada por las características del río tributario.

De acuerdo a las características morfológicas del embalse, se seleccionó el modelo CE-QUAL-W2 para modelar la calidad del agua de la presa. CE-QUAL-W2 es uno de los modelos más conocidos y utilizados en la simulación de la calidad de agua de embalses estrechos y profundos en su sección cercana a la cortina, lo que permitió comparar los resultados obtenidos con otros modelos desarrollados. El módulo permitió la modelación bidimensional (longitudinal y vertical) de las características físicas, químicas y biológicas del agua bajo un régimen no estacionario. La metodología para el desarrollo del modelo de calidad del agua para la presa de Aguamilpa comprendió cinco etapas: a) adaptación de las ecuaciones de balance de materia y energía del módulo CE-QUAL-W2 a las características hidrológicas y climatológicas de un embalse tropical, b) desarrollo de un modelo batimétrico para la delimitación del sistema, c) desarrollo de un balance de agua en la presa, d) desarrollo y calibración del modelo de calidad del agua, y e) simulación de las características hidrodinámicas y de calidad del agua en el embalse bajo diferentes escenarios de régimen de flujo y temperatura ambiente.

La primera etapa en el desarrollo del modelo de calidad de agua consistió en realizar una revisión exhaustiva de las ecuaciones que el módulo CE-QUAL-W2 ofrece para la modelación de la calidad del agua, proceso mediante el cual se identificó una importante área de oportunidad en los componentes de la radiación solar (H_{sol}) y de evaporación (H_E). El módulo CE-QUAL-W2 no es una caja negra, es un *software* gratuito y su código fuente está disponible para cualquier persona que quiera modificarlo; está codificado en lenguaje de alto nivel FORTRAN, lo que permitió su adaptación para el balance de energía en la presa de Aguamilpa.

La modificación de dichas componentes del balance de energía consistió en localizar las ecuaciones de radiación solar y evaporación en el código fuente del programa, y reemplazarlas por las ecuaciones propuestas en el capítulo II, sección 2.2.4. La contribución del presente trabajo en el modelo fue que las ecuaciones que inicialmente formaban la parte de radiación solar y la evaporación fueron modificadas por ecuaciones propuestas en otros estudios en cuerpos de agua tropicales. El éxito de la modificación de dichas ecuaciones en el modelo se reflejó en el grado de ajuste de los datos de temperatura del agua modelados con respecto a los medidos en la presa, los

cuales variaron con respecto al tiempo, a la profundidad de la medición y al sitio de la presa (Tabla 5.2).

Para la modelación matemática de un cuerpo de agua fue necesario delimitar el sistema, razón por la cual se requirió de la batimetría de la presa de Aguamilpa. La batimetría es el estudio de las profundidades de un cuerpo de agua; este estudio permite conocer las características morfométricas de los cuerpos de agua, como son su geometría, área superficial, longitud, profundidad, entre otras. Por lo regular, estas mediciones se llevan a cabo con un sonar montado en una embarcación, labor que requiere mucho trabajo, tiempo y recursos económicos. Debido a la importancia que representa la batimetría en la construcción de una presa, por lo general, es una información que se encuentra disponible y se obtiene de las agencias oficiales que son las encargadas de operar estos importantes ecosistemas.

En el caso de la presa de Aguamilpa, dicha información no estuvo disponible, por lo que se desarrolló una metodología inédita para la delimitación del sistema a modelar; dicha metodología se basa en la hipótesis que las presas son construidas a partir de la inundación de una superficie de tierra, dado que la presa fue alguna vez tierra firme. Por tal motivo, la topografía (curvas de nivel) del área de estudio pudo ser utilizada para conocer las profundidades actuales del sistema.

La batimetría de la presa de Aguamilpa fue creada utilizando Modelos Digitales de Elevación (DEMs) a una escala de 1:50,000, los cuales fueron obtenidos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), y con ayuda del software Watershed Management System (WMS) versión 8.0. Los DEMs necesarios para cubrir la presa de Aguamilpa fueron: F13D11, F13D12, F13D13, F13D21, F13D22, F13D23, F13D31, F13D32 y F13D33. Un preprocesador denominado W2i, incluido en la interfaz del usuario del sistema de modelación W2i-AGPM para CE-QUAL-W2, fue utilizado para comprobar a prueba y error, la batimetría creada de la presa de Aguamilpa. Una vez generada la batimetría de la presa, se calcularon las curvas de la elevación y de volumen; la hipótesis planteada para el desarrollo de modelo batimétrico se comprobó comparando la curva de almacenamiento con los datos oficiales de la curva de almacenamiento que utiliza la CFE para la operación de la presa, obteniéndose un alto

nivel de ajuste entre los datos (Figura 3.8). El desarrollo de la batimetría de la presa de Aguamilpa tomó horas en lugar de semanas o meses.

Posteriormente, se cuantificó el volumen de agua de entrada y salida de la presa de Aguamilpa. Cada uno de los componentes de entrada (precipitación, escurrimiento y las descargas de la presa El Cajón, localizada aguas arriba de la presa de Aguamilpa) y de salida (evaporación y la descarga de agua por el control de avenidas de agua y la generación de energía eléctrica en la presa de Aguamilpa) fueron calculados por diferentes metodologías. El balance hídrico de la presa de Aguamilpa logró explicar el comportamiento hidrodinámico de la presa, siendo los componentes principales del sistema las entradas y salidas controladas tanto en la presa El Cajón como en la presa Aguamilpa. La principal desviación en el balance hídrico se dio en las estimaciones del escurrimiento, por lo que será indispensable mejorar el método para calcular el escurrimiento en las cuencas tributarias de la presa. Asimismo, el balance hídrico estimó que, teóricamente, el volumen total de la presa acumulada a través del año se renueva en el siguiente. Esto se demuestra con la evaluación del TRH para la presa de Aguamilpa, valor que se encuentra dentro de los valores típicos reportados en la literatura internacional para este tipo de sistemas.

Para el desarrollo del modelo de calidad del agua fue necesario establecer la información sobre las características hidrológicas y climáticas del área de estudio, así como la generación de las condiciones frontera de la presa de Aguamilpa con respecto a los parámetros a modelar. Las siguientes condiciones iniciales fueron establecidas para el modelo de calidad del agua: 3 ríos tributarios, 103 segmentos longitudinales, 169 capas verticales, 64 m la elevación más profunda del embalse, 210 m la elevación máxima de llenado del embalse y 180 la elevación donde se extrae el agua para de generación de energía eléctrica. La información meteorológica del modelo de calidad del agua fue generada usando datos climatológicos históricos de la estación Aguamilpa, ubicada en la cortina de la presa. Esta estación climatológica proporcionó datos por hora de la temperatura de aire, humedad relativa, velocidad y dirección del viento y radiación solar durante el período de simulación. Las condiciones frontera de la temperatura y el oxígeno disuelto en la presa de Aguamilpa fueron estimadas utilizando

los datos meteorológicos de las estaciones climatológicas ubicadas en la cuenca del río Santiago Aguamilpa y en la cuenca del Bolaños.

El proceso de calibración del modelo de calidad del agua consistió comparar los datos medidos en campo con los resultados de simulación del modelo, con el objetivo de ajustar los resultados del modelo con los datos reales que se consideran como referencia. Se realizaron, bimestralmente, seis campañas de monitoreo en ocho sitios ubicados a lo largo de la presa de Aguamilpa. En cada una de las estaciones al interior del embalse se realizaron muestreos a diferentes profundidades para la temperatura, el oxígeno disuelto y los sólidos disueltos totales con la ayuda de una sonda multiparamétrica (Sonda YSI 6600D). Finalmente, el grado de error del modelo de calidad del agua fue determinado mediante los estadísticos AME y RSME.

Los resultados de la modelación de la calidad del agua sugieren que la zona léntica de la presa se estratifica debido al calentamiento producido en las capas superiores durante la época de estiaje cálido en el embalse, formándose una termoclina. Por otro lado, la acumulación de material orgánico alóctono y autóctono, con su consiguiente descomposición, y la falta de circulación debido a la estratificación térmica registrada en la presa, permiten explicar las bajas concentraciones de oxígeno disuelto observadas en los estratos profundos de la presa de Aguamilpa. Bajo tales condiciones, los procesos anaerobios son predominantes en estas zonas.

De la misma forma, el análisis del comportamiento en la zona lítica de la presa reveló que la interacción río-embalse es muy dinámica; el río pasa rápidamente de insertarse en superficie (*overflow*) a fluir a cierta profundidad (*interflow*). Dicha variación se debe a la fluctuación de la temperatura en las condiciones fronteras del sistema. Tener un sistema tan variable origina una gran mezcla vertical en la zona de intersección entre el río y la presa, es decir, en los primeros kilómetros del embalse.

El modelo CE-QUAL-W2 representó, de una manera confiable, el comportamiento de las principales variables de calidad del agua de la presa de Aguamilpa; el modelo es de fácil manejo y se demostró que es posible adaptar las condiciones y características de presas tropicales, donde existen muy pocos estudios. Por tal motivo, la metodología propuesta puede ser igualmente utilizada para desarrollar modelos de calidad de agua

a fin explicar el comportamiento de otras presas tropicales, reforzando con ello los criterios de aplicación de los modelos predictivos de la calidad del agua en este tipo de ecosistemas.

La optimización paramétrica del modelo de calidad del agua mediante el análisis de sensibilidad, modificando las observaciones hidrológicas, climatológicas y de calidad de agua que intervienen en la simulación de la presa a lo largo del tiempo, permitió cuantificar el efecto y el error asociado a la variación de dichos parámetros en las condiciones de calidad del agua de la presa. Dicho análisis permitió identificar que los parámetros WSC, FRICC y CBHE son los parámetros del modelo CE-QUAL-W2 que más influyeron en el comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto. Se sugiere, entonces, que los próximos trabajos de modelación en presas tropicales con este módulo deberán enfocar sus esfuerzos de calibración en dichos parámetros.

El análisis de incertidumbre en el modelo de calidad de la presa de Aguamilpa consistió en la simulación de escenarios de temperatura y precipitación en la presa; la generación de dicha información se llevó a cabo mediante simulación estocástica basada en las funciones de densidad de probabilidad de acuerdo con la información histórica para la precipitación y la temperatura ambiente en el área de estudio. Esta metodología introdujo un nuevo concepto de dinamismo paramétrico en la modelación de la calidad del agua, y permitió generar información del comportamiento de dichas variables de forma consistente.

Los resultados obtenidos para el análisis de incertidumbre permitieron observar que una futura disminución en la temperatura ambiente repercutiría de manera positiva en el embalse ya que la diferencia de temperatura entre la superficie y los estratos inferiores es menor, lo que favorecería el rompimiento de la termoclina y el mezclado completo durante la época de estiaje frío. Un comportamiento completamente opuesto se observó bajo un escenario de disminución de la cantidad de agua en el embalse; a menor cantidad de agua, menor es el área superficial del embalse, lo que implicaría que a pesar de mantener las mismas condiciones climatológicas, la temperatura del agua en la superficie se incrementaría.

Un incremento en la temperatura ambiente propiciaría un incremento en la temperatura de los estratos superiores de la presa, lo que consolidaría la termoclina observada en el estiaje cálido. Para este escenario, se presentó diferencia importante de la temperatura del agua en los estratos superiores de la presa. Finalmente, un incremento en el nivel de agua de la presa debido a un aumento en la precipitación en el área de estudio, fue el escenario que mostró menor incertidumbre en las variables de salida del modelo de calidad del agua.

La importancia que tiene la modelación de las características físicas, químicas y biológicas de la presa de Aguamilpa radica en la repercusión que tiene en diferentes áreas de investigación:

- Facilita y permite la extensión del desarrollo de modelos de calidad de agua en regiones donde el recurso es escaso o presenta problemas de contaminación.
- Su aplicación para la evaluación de proyectos de inversión en la construcción de este tipo de obras permitirá conocer, de forma más objetiva, el comportamiento del sistema y su variación bajo condiciones meteorológicas extremas o escenarios de cambio climático.
- Su versatilidad de ensamblado a diferentes módulos (estadísticos, SIG, entre otros), establece las bases para el desarrollo de una plataforma de modelación a fin de modelar la calidad del agua en la presa de Aguamilpa en tiempo real, mediante la actualización continua de sus condiciones hidroclimatológicas.

En la literatura mundial se localizaron pocas referencias sobre la modelación del comportamiento de las variables físicas, químicas y biológicas en presas tropicales, y la información localizada a nivel nacional se limita a la discusión del comportamiento observado de algunos aspectos físicos y químicos. Por tal motivo, es necesario dar mayor importancia a este tipo de estudios dada la coyuntura de baja disponibilidad que enfrentarán los recursos hídricos nacionales debido a: la sobreexplotación de los recursos de agua subterránea, el incremento de la demanda de agua para las zonas industriales, urbanas y agrícolas y asimismo a los efectos de cambio climático global.

Referencias citadas

- Alcamo, J. y Henrichs, T. 2002. Critical regions: A model-based estimation of world water resources sensitive to global changes. *Aquat. Sci.* 64:352–362.
- Alcocer, J. y Bernal-Brooks, F. W. 2010. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia.* 644, 15-68.
- Alexander, M.A., Matrosova, L., Penland, C. Scott, J.D., Chang, P. 2008. Forecasting Pacific SSTs (Sea Surface Temperatures). Linear Inverse Model Predictions of the PDO (Pacific Decadal Oscillation). *Journal of Climate of the American Meteorological Society.* 21, paper 38402.
- Aalderink, R. H., Klaver, N. J., Noorman, R. 1995. DUFLOW 2.0: Microcomputer package for the simulation of one-dimensional flow and water quality in a network of open water courses. Modelling water quality and flow in river Vecht using DUFLOW. En: *Water Quality Modeling, Proceedings of the international conference on water quality modeling.* C. Heatwole Eds. American Society of Agricultural Engineers. Orlando, Florida, EUA. p. 416-426.
- Ambrose, R., Barnwell, T., McCutcheon, S., Williams, J. 1996. Computer Models for Water Quality Analysis. En: *Water resources handbook.* L. W. Mays eds. McGraw-Hill. Nueva York, EUA. 25 p.
- Ambrosetti, W., Barbanti, L., Sala, N. 2003. Residence time and physical processes in lakes. *J. Limnol.* 62:1-15.
- Andersson, E., Nilsson, C., Johansson, M. E. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research and Management.* 16:83-89.
- Aquaveo. 2010. Watershed Modeling System, En: *WMS 8.4 Tutorials – Volume 6,* Ingreso el 15 de Enero de 2011. Disponible en línea: http://wmstutorials.aquaveo.com/Tutor84_Vol_VI.pdf.
- Aparicio, F.J. 2005. *Fundamentos de Hidrología de Superficie.* Limusa Noriega. México.

- APHA. 2005. *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water*. 21 ed. American Water Works Association. Water Environment Federation. Washington DC. 900 p.
- Arabi, M. y Govindaraju, R. S. 2004. *Impact of Best Management Practices on Water Quality of Two Small Watersheds in Indiana: Role of Spatial Scale*. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio 45268. USA. 120 p.
- Arangur -Z niga, F. J., Robledo-Marengo, M. L., Romero-Ba uelos , C. A., Bautista-Cobarrubias, J. C., Nájera-González, O. 2004. *Contaminación por Residuos de Plaguicidas Organoclorados en Sedimento y Peces de la Presa Hidroel ctrica Aguamilpa, Nayarit, México*. Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit. Tepic, Nayarit. México. 6 p.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., Williams, J. R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment – Part 1: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*. 34(1):73-89.
- Arredondo-Figueroa, J.L., Diaz-Zavaleta, G., Ponce-Palafox, J.T. 2007. *Limnología de las presas mexicanas. Aspectos teóricos y prácticos*. AGT Editor S.A. 899 p.
- Arroyave, C.T., Giraldo, L.G. 1997. Estudio del Balance Hídrico de las Microcuencas La Beta y La Cubero de Piedras Blancas, Antioquia (Colombia). *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*. 12(1): 14 p.
- Asante, K.A., Quarcoopome, T., Amevenku, F.Y.K. 2008. Water Quality of the Weija Reservoir after 28 Years of Impoundment. *West African Journal of Applied Ecology*. 13:125-131.
- Atobatele, O.E. y Ugwumba, O.A. 2008. Seasonal variation in the physicochemistry of a small tropical reservoir. *African Journal of Biotechnology*. 7(12):1962-1971.

- ATV. 1996. *Allgemein verfuegbares Gewaesserguetemodell Projekabschlussbericht 02 WA9104/4*. Abwassertechnischen Vereinigung. Hennef, Alemania. 51 p.
- Awulachew, S.B. 2006. 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.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and drainage*. Paper 56.
- Barker, R., Scott, C.A., De Fraiture, C., Amarasinghe, U. 2000. Global Water Shortages and the Challenge Facing Mexico. *Water Resources Development*, 16(4), paper 52542.
- Barrett, M. J., Gameson, A. L., Ogden, C. G. 1960. Aeration studies of four weir systems. *Water and Water Engineering*. 64:407-413.
- Bender, M. D., Hauser, G. E., Shiao, M. C., Proctor, W. D. 1990. *BETTER: A two-dimensional reservoir water quality model. Technical reference manual and user's guide*. Tennessee Valley Authority Engineering Laboratory. Report No. WR28-2-590-152. Norris, Tennessee, EUA. 170 p.
- Bouwer, L.M., Aerts, J.C.J.H., Droogers, P., Dolman, A.J. 2006. Detecting the long-term impacts from climate variability and increasing water consumption on runoff in the Krishna river basin (India). *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 3:1249-1280.
- Breña, A.F. y Breña, J.A. 2005. *Frecuencia de Valores Extremos en Hidrología. Mexico*. Universidad de Colima y Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Brown, L.C. y Barnwell, I.O. 1987. *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E UNCAS: Documentaion and User Manual*. U.S. Environmental Protection Agency. Athens, Georgia. EUA. 204 p.

- Bowden, J.H. y Semazzi, F.H.M. 2007. Empirical Analysis of Intraseasonal Climate Variability over the Greater Horn of Africa. *Journal of Climate of the American Meteorological Society*. 20: paper 5715731.
- Burns, L. A. 1990. *Exposure analysis modelling system. User's Guide for EXAMS II Version 2.94*. EPA/600/3-89/084. U.S. EPA. Athens, Georgia. EUA. 205 p.
- Cai, X., McKinney, D.C., Leon S., Lasdon, L.S. 2003. Integrated Hydrologic-Agronomic-Economic Model for River Basin Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 129(1):4-17.
- Campos, D.F. 1992. *Procesos del ciclo hidrológico*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México 395 p.
- Cardoso, V. 2006. *Desplaza CFE a La Parota para construir la hidroeléctrica La Yesca*. Periódico La Jornada. 19 de abril del 2006. México, D. F. México.
- Castiglioni, M.G., Chagas, C.I., Massobrio, M.J., Santanatoglia, O.J., Buján, A. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. *Cienc. Suelo*. 24(2); 169-176.
- Cerano-Paredes, J., Villanueva-Diaz, J., Arreola-Ávila, J.G., Sánchez-Cohen, I., Valdez-Cepeda, R.D., García-Herrera, G. 2010. Reconstrucción de 350 años de precipitación para el suroeste de Chihuahua, México. *Madera y Bosques*. 15(2):27-44.
- Cerco, C. F. y Cole, T. 1995. *User's guide to the CE-QUAL-ICM three-dimensional eutrophication model, release versión 1.0*. Technical Report EL-95-15, US Army Engineers Waterways Experiment Station. Vicksburg, EUA. 320 p.
- Ceyhun, Ö. y Yalçın, A. 2010. Remote sensing of water depths in shallow waters via artificial neural networks, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89, 89-96.
- CFE. 1997. *Proyecto Hidroeléctrico Aguamilpa, Nayarit Mexico*. Reporte oficial de la Comisión Federal de Electricidad. Nayarit, Mexico, 36 p.
- CFE. 2002. *Informe Final de los Estudios Hidrológicos e Hidráulicos*, Comisión Federal de Electricidad. Nayarit, México, 40 p.

- CFE. 2009. *Registro de observaciones hidrométricas y climatológicas en el embalse de Aguamilpa*. Disponible en línea: <http://h06814.iie.org.mx/presascfe/semanapresacaracol.aspx?estacion=agu>
- Chahinian, N. y Moussa, R. 2007. Comparison of different multi-objective calibration criteria of a conceptual rainfall-runoff model of flood events. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 4:1031-1067.
- Chapman, D.V. 1996. *Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. E&FN Spon., World Health Organization, Cambridge, United Kingdom, 609 pp.
- Chapra, S.C. 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill. Nueva York. 844 p.
- Chapra, S.C. y Canale, R.P. 2009. *Numerical Methods for Engineers*. McGraw-Hill. EUA. 960 p.
- Chaves, P. y Kojiri, T. 2003. Multi-objective Storage Reservoir Operation under Uncertainty. *Annals of Disaster Prevention Research Institute*, Kyoto University, Vol. 46, 20 pp.
- Choi, J.H., Jeong, S.-A., Park, S.S. 2007. Longitudinal-Vertical Hydrodynamic and Turbidity Simulations for Prediction of Dam Reconstruction Effects in Asian Monsoon Area. *JAWRA*. 43(6):1444-1454.
- Churchil, M. A., Elmore, H. L., Buckingham, R. A. 1962. The prediction of stream reaeration rates. *International Journal of Air and Water Pollution*. 88:1-46.
- CICCP, 1997. Central hidroeléctrica de Aguamilpa (México). Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos (España). Aprovechamientos Hidroeléctricos No 24. *Revista de obras públicas*. 144 (3363):116-117. Disponible en línea: http://ropdigital.ciccp.es/public/detalle_articulo.php?registro=17939. Acceso el 10 de diciembre de 2009.
- Cole, T.M. 2004. *Water Balance Utility*. Download provided along with CE-QUAL-W2 model. Disponible en línea: <http://www.ce.pdx.edu/w2/> Última revisión el 14 de Febrero de 2011.
-

- Cole, T.M. y Wells, S.A. 2005. *CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2*. Rep. No. Instruction Report EL-03-1, US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS. 681 p.
- Comerma, M., Garcia, J.C., Romero, M., Armengol, J., Simek, K. 2003. Carbon Flow Dynamics in the Pelagic Community of the Sau Reservoir (Catalonia NE Spain), *Hydrobiologia*, 504, 87-98
- CONAGUA. 2008. *Estadísticas del agua en México. Edición 2008*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 228 p.
- CONAGUA, 2005. *Calidad del agua superficial con base en la demanda química de oxígeno en la región Lerma-Santiago-Pacífico, en 2004*. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. México, D. F. México. 102 p.
- CONAGUA. 1998. *Estudio de calidad del agua en el embalse de la presa Aguamilpa, Nayarit*. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua México. 427 p.
- Conde, C. 2003. *Cambio y variabilidad climáticos. Dos estudios de caso en México*. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias (Física de la Atmósfera). Posgrado en Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. 227 p.
- Corral, M., Rodríguez, A., Oroná, C., Bazán, R., Cossavella, A., Del Olmo, S., Rodríguez, M., Larrosa, N., Bonfanti, E. y Busso, F. 2004. Simulación numérica de procesos de transporte y calidad del agua en el embalse Los Molinos. *Mecánica Computacional*. 23(12):1215-1232.
- Cotler-Avalos, H., Mazari-Hiriart, M. de Anda, J. 2006 (Eds.). *Atlas de la Cuenca Lerma Chapala*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. México, D: F. 198 p.

- Coveney, M.F., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Marzolf, E.R., Conrow, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. *Freshwater biology*. 50(10):1706-1717.
- Cox, B.A. 2003. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *The Science of the Total Environment*. 314:335-377.
- CRÓNICA, 2006. *Proyecto hidroeléctrica Yesca ofrecerá 10 mil empleos*. Periódico La Crónica de Hoy. Jueves 2 de marzo de 2006. México D.F. México.
- D'Urquiza-Díaz, A. 2004. Modelo hidrológico, calidad del agua y control de eutroficación en el lago de Zapotlán (México). Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias con especialidad en Sistemas Ambientales. Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey. México. 174 p.
- D'Urquiza-Díaz, A., de Anda, J., Nelson, J. 2009. The water balance for reservoirs and its application to tropical latitudes. *Journal of Environmental Hydrology*. 17: paper 25.
- Dasic, T., Djordjevic, B. 2002. *Prediction and Management of Water Quality in Water Storage Reservoirs*. iEMSs 2002 Integrated Assessment and Decision Support. The International Environmental Modelling and Software Society. Lugano. Switzerland. Disponible online: http://www.iemss.org/iemss2002/proceedings/pdf/volume%20uno/386_dasic.pdf
- de Anda, J., Shear, H., Maniak, U., Zárate-del Valle, P. F., 2004. Solids distribution in Lake Chapala, Mexico. *Journal of the American Water Resources Association*. USA. 40(1): 97-109.
- de Anda, J., Shear, H., Maniak, U., Riedel, G., 2001. Phosphates in Lake Chapala, Mexico. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 6(4):313-321.
- de Anda, J., Shear, H., Maniak, U., Riedel, G., 2000. Phosphorus balance in Lake Chapala (Mexico). *Journal of Great Lakes Research*. 26(2):129-140.

- de Anda, J., Quiñones, S. E., French, R., Guzmán, M., 1998. Hydrologic Balance of Lake Chapala, (Mexico). *Journal of the American Water Resources Association*. 34(6):1319-1331.
- de Azevedo, L. G. T., Gates, T. K., Fontane, D. G., Labadie, J. W., Porto, R. L. 2000. Integration of water quantity and quality in strategic river basin planning. *J. Water Resour. Planning and Management*. 126(2):85-97.
- de Victorica-Almeida, J. 1984. Influencia en la Hidrodinámica de Embalses en la Evolución de la Calidad del Agua. *Revista del Instituto de Ingeniería de la UNAM*. 480: 24 p.
- de Victorica-Almeida, J., Galván, M. y Rojas, M.N. 1993. *Impacto a la calidad del agua por el proyecto hidroeléctrico Aguamilpa, Nay*. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 144 p.
- de Victorica-Almeida, J. 1995. *Análisis de la dinámica de la calidad del agua en lagos y embalses*. Tesis doctoral, División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. 143 p.
- de Victorica-Almeida, J. 1996. Modelo para Simular la Evolución del Oxígeno Disuelto en Embalses. *Revista Argentina de Ingeniería del Agua*, Vol. 3(2), pp. 63-74.
- De Wever, A., Muylaert, K., Van der Gucht, K., Pirlot, S., Cocquyt, C., Descy, J.P., Plisnier, P.D., Vyverman, W. 2005. Bacterial Community Composition in Lake Tanganyika: Vertical and Horizontal Heterogeneity. *Appl. Environ. Microbiol.* 71(9):5029-5037.
- Deas, M. L. y Lowney, C. L. 2000. *Water Temperature Modeling Review*. Central Valley. California Water Modeling Forum. 117 p.
- Debele, B., Srinivasan, R., Parlange, J.-Y. 2006. Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins, *Environmental Modeling and Assessment Journal*, 13,135-153.

DOF 2006. ACUERDO por el que se da a conocer el resultado de los estudios de disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas de los Ríos San Pedro, Presa Calles, Presa El Niágara, Presa El Cuarenta, Río de Lagos, Presa Ajojuar, Río Grande, Río Encarnación, Río Aguascalientes, Río San Miguel, Río del Valle, Río Verde 1, Río Verde 2, Río Palomas, Presa El Chique, Río Juchipila 1, Río Juchipila 2, Río Juchipila 3, Río Santiago 1, Río Santiago 2, Presa Santa Rosa, Río Santiago 3, Río Tepetongo, Río Tlaltenango, Arroyo Lobatos, Río Bolaños 1, Río Bolaños 2, Río San Juan, Río Atengo, Río Jesús María, Río Huaynamota, Río Santiago 4 y Río Santiago 5, mismos que forman parte de la porción de la región hidrológica denominada Río Santiago. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*. Lunes 28 de agosto 2006. México D. F. México. 132 p.

Dortch, M.S. 1995. *Water quality considerations in reservoir management*. US Army Engineer Waterways Experiment Station. 11 p. Disponible online: http://www.ucowr.siu.edu/updates/pdf/V108_A3.pdf

Durán, J.M. y Torres, A. 2003. Crisis Ambiental en el Lago de Chapala y el Abastecimiento para Guadalajara. *E-Gnosis*. 1(6):1-13.

Dynesius, M. y Nilsson, C. 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science*. 266:753-762.

El-Beshri, M. y Labadie, J. 1994. *Optimal conjunctive use of surface and groundwater resources in Egypt*. Proceedins of 8th IWRA World Congress on Water Resources. Ministry of Public Works and Water Resources. El Cairo, Egipto. 21 p.

Elder, J. W. 1959. The dispersion of a marked fluid in turbulent shear flow. *Journal of Fluid Mechanics*. 5:544-560.

Elshehy, M., Le, T.T.H., Meon, G., Heikal, M.T. 2010. Water quality modeling for the southern part of Aswan High dam reservoir, Lake Nubia. *Proceedings of the First European IAHR Congress*. Edinburgh, Reino Unido. 6 p.

- Endreny, T.A. y Word. E.F. 2001. Representing elevation uncertainty in runoff modeling and flowpath mapping. *Hydrological Processes*, Vol. 15, pp. 2223-2236.
- Environmental Laboratory. 1995. *CE-QUAL-R1 A Numerical One-Dimensional Model of Reservoir Water Quality. User's Manual*. Instruction Report E-82-1. U.S. Army Engineer Waerways Experiment Station. Vicksburg, EUA. 398 p.
- Erthal-Rocha, M. 2009. *Simulação biofísicoquímica em reservatório tropical polimítico*. Tesis presentada como requisito parcial para obtener el título de Maestría en el Programa de Pós-Graduação em Engenharia. Universidad del Estado de Rio de Janeiro. Brasil. 125 p.
- Escobar-Sierra, C.A. y Pérez-Mesa, J.A. 2009. Aplicación del análisis de sensibilidad de un modelo hidrodinámico en la determinación de la relevancia de los procesos físicos y forzamientos externos en las corrientes del embalse Punchiná (Antioquia). *Revista Universidad EAFIT*. 45(156):73-89.
- Estrada, F., Gay, C., Conde, C. 2008. *Un nuevo enfoque para la construcción de escenarios probabilísticos de cambio climático*. VI Congreso de la Asociación Española de Climatología. Tarragona, España. Octubre de 2008.
- Etoh, T. y Kurita, H. 1992. A theory of efficiency of storage-treatment systems. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*. 6(2):89-101.
- Fall, C., Hinojosa, A. P., Jiménez, M. C. M., Carreño, M. C. L. 2006. Wastewater discharge impact on an important river of the Lerma-Chapala watershed, Mexico. En: *Water Pollution VIII: Modelling, Monitoring and Management*. (A. Brebbia, J.S. y Antunes do Carmo eds). WIT Transactions on Ecology and the Environment, 95. 672 p.
- Fedra, K., 1996. Distributed Models and Embedded GIS: Integration Strategies and Case Studies. En: *GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues*. Goodchild *et al.* (Eds.). GIS World Books, Fort Collins, EUA. p. 413–418.

- Fearnside, P.M. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for Hydroelectric Development Policy and the Environment in Amazonia. *Environmental Management*. 35(1):1-19.
- Fetter, C.W. 2001. Applied Hydrogeology, 4ta ed. Prentice Hall. USA.
- Fisher, H. B. 1964. Time of travel of soluble contaminants in streams. *American Society of Civil Engineers Proceedings*. 90: 1-12.
- Foster, J. A. y McDonald, A. T. 2000. Assessing pollution risks to water supply intakes using geographical information systems (GIS). *Environmental Modelling and Software*. 15(3):225-234.
- Florschuetz, L. W. 1979. Extension of the Hottel-Whillier model to the analysis of combined photovoltaic/thermal flat plate collectors. *Solar Energy*. 22(4): 361-366.
- Gameson, A.L.H., Vandyke, K.F., Ogden, C.G. 1958. The Effect of Temperature on Aeration at Weirs. *Water and Water Engineering*. 753(62):489.
- García, A., Armienta, M. A., Cruz, O. 2001. Sources, distribution and fate of arsenic along the Tolimán River, Zimapán, Mexico. *International Association of Hydrological Sciences*. 266:57-64.
- García-Cabrera, J. 2007. Plancton como indicador de calidad del agua en la presa Aguamilpa. *Ingeniería hidráulica en México*. 22(1):103-116.
- Gay, C., Estrada, F., Sánchez, A. 2008. Global and hemispheric temperatures revisited. *Climatic Change*. 94:333-349.
- Gaytán, R., de Anda, J., González-Farías, F. 2009. Initial appraisal of water quality of Lake Santa Ana, Mexico. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 14(1): 41-55.
- GLOWA 2006. *Glowaler Wandel des Wasserkreislaufes*. Disponible online en: <http://www.glowa.org/de/home/home.htm>

- González, E.J., Carrillo, V., Peñaherrera, C., 2004. Características Físicas y Químicas del Embalse Agua Fría (Parque Nacional Macarao, Estado Miranda, Venezuela). *Acta Científica Venezolana*. 55:225-236.
- Graham, L., Labadie, J., Hutchinson, I., Ferguson, K. 1986. Allocation of augmented water supply under a priority water right system. *Water Resour. Res.* 22(7):1083-1094.
- Green, J. I. y Nelson, J. N. 2002. Calculation of time of concentration for hydrologic design and analysis using geographic information system vector objects. *Journal of Hydroinformatics*, 4(2):75-81.
- Groeger, A. W. y Bass, D.A. 2005. Empirical predictions of water temperatures in a subtropical reservoir. *Arch. Hydrobiol.* 162: 267-285.
- GRUBA. 1997. *Estudio de Calidad del Agua en el Embalse de la Presa Aguamilpa, Nayarit*. Comisión Nacional del Agua, Número de reporte GSCA 007/97, Nayarit, México, 109 p.
- Gupta, R.S. 1989. *Hydrology and Hydraulic Systems*. Prentice-Hall. USA.
- Götzinger, J. y Bárdossy, A. 2005. Integration and calibration of a conceptual rainfall-runoff model in the framework of a decision support system for river basin management. *Advances in Geosciences*. 5:31–35.
- Güntner, A., Krol, M.S., de Araújo, J.C., Bronstert, A. 2004. Simple water balance modelling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region. *Hydrological Sciences Journal*. 49(7):901-918.
- Ha, S.-R. y Lee, J.-Y. 2007. Application of CE-QUAL W2 Model to Eutrophication Simulation in Daecheong Reservoir Stratified by Turbidity Storms, *Proceedings of Taal 2007-The 12th World Lake Conference*, Jaipur, India. pp. 824-833.
- Hakanson, L. 2005. The importance of Lake Morphometry for the Structure and Function of Lakes. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 90(4), 433-461.
- Hauser, G. 2007. Loginetics AGMP, CE-QUAL-W2 model post processor. In: *Thermal and Bioenergetics Modeling for Balancing Energy and Environment*,

- Última visita el 30 de Agosto de 2010. Disponible en línea en: <http://www.loginetics.com/pubsm/Modeling.html>.
- Hayami, Y., Ohmori, K., Yoshino, K., Garono, Y.S. 2008. Observation of anoxic water mass in a tropical reservoir: the Cirata Reservoir in Java, Indonesia. *Limnology*. 9:81-87.
- Henríquez, C., Azócar, G., Aguayo, M. 2006. Cambio de Uso y Escorrentía Superficial: aplicación de un modelo de simulación Espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*. 36:61-74.
- Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. V. R., Matsuo, T. 1987. Activated Sludge Model No. 1. Scientific and Technical Report No. 1. IAWPRC, Londres, Inglaterra. 38 p.
- Hernández-Mercado, M. A. 2006. *Estudio del modelo de Streeter y Phelps para determinar la capacidad de asimilación y dilución de contaminantes en corrientes superficiales*. Tesis para obtener el grado de Licenciado en Ingeniería Civil. Universidad Nacional Autónoma de México. 210 p.
- Hutchinson, G.E. (Eds.) 1957. *A treatise on limnology. Volume I: Geography, Physics and Chemistry*, John Wiley. New York, USA. 1015 p.
- Hutson, J.L. y Wagenet, R.J. 1991. Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model. *Soil Use and Management*. 7(2):74-78.
- IAEA. 2007. Advances in Isotope Hydrology and its Role in Sustainable Water Resources Management (IHS-2007). *Proceedings of the Vienna Symposium, Austria*. International Atomic Energy Agency.
- Ibarra-Montoya, J.L., Rangel-Peraza, G., González-Farías, F. A., de Anda, J., Zamudio-Reséndiz, M.E., Martínez-Meyer, E., Macías-Cuellar, H. 2010. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. *Ambi-Agua*. 5(3), 60-75.
- INAPESCA, 2006. *Dictamen para la implementación de la veda 2006, Aguamilpa, Nayarit*. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación

- Pesquera Bahía de Banderas. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México. 11 pp.
- INEGI 2004. *Carta Topográfica. Tepic. Hoja F13-8. Escala 1:250 000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes. Aguascalientes. México.
- INEGI. 2005. *Anuario Estadístico del Estado de Nayarit. Edición 2005*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes. Aguascalientes. México. 580 p
- INEGI 2006. *Continuo Nacional del Conjunto de Datos Geográficos de la Carta de Climas. Escala 1:1 000 000*, serie I. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2008. Sistema de Descarga del Continuo de Elevaciones Mexicano. En: *Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica*. Ingreso el 28 de Enero de 2011. Disponible en línea: <http://mapserver.inegi.org.mx/DescargaMDEWeb/?s=geo&c=977>
- IPCC. 2007. *General Guidelines on the Use of Scenario Data for Climate Impact and Adaptation Assessment. Version 2*. Preparado por T.R. Carter bajo el respaldo del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Grupo de trabajo que soporta la información y los escenarios para la evaluación climática y de los impactos. 66 p
- Jager, H. I., 2006. Chutes and ladders and other games we play with rivers. I. Simulated effects of upstream passage on white sturgeon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:165–175.
- Ji Z.-G. 2008. *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries*. Ed. Wiley-Interscience. 676 p.
- Jiménez-Cisneros, B. 1996. Water Availability Index Base on Quality and Quantity: Its Application in Mexico. *Wat. Sci. Tech.* 34(12):165-172.

- Jiménez, B.E., Garduño, H., Domínguez, R. 1998. Water Availability in Mexico Considering Quantity, Quality and Uses. *J. Water Resour. Plng. and Mgmt.* 124(1):1-7.
- Jiménez, B., Marín, L. (Eds.) 2005. *El agua en México vista desde la Academia.* Academia Mexicana de Ciencias. México, D. F., 403 p.
- Jobson, H. E. 2001. *Modeling water quality in rivers using the branched lagrangian transport model (BLTM).* United States Department of the Interior. United States Geological Survey. USGS Fact Sheet FS-147-00. 6 p.
- Jonkergouw, P. M. R., Khu, S. T., Kapelan, Z. S. y Savić, D. A. 2008. Water Quality Model Calibration under Unknown Demands. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 134(4):326-336.
- Kay, A.L., Jones, D.A., Crooks, S.M., Kjeldsen, T.R., Fung, C.F. 2007. An investigation of site-similarity approaches to generalization of a rainfall-runoff model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(1):500-515.
- Kent, K.M. 1973. *A Method for Estimating Volume and Rate of Runoff in Small Watersheds.* U.S. Department of Agriculture. USA.
- Kinzig, A., Starrett, D., Arrow, K., Aniyar, S., Bolin, B., Dasgupta, P., Ehrlich, P., Folke, C., Hanemann, M., Heal, G., Hoel, M., Jansson, A., Jansson, B.O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Maler, K.G., Pacala, S.W., Schneider, S.H., Siniscalco, D., Walker, B. 2003. Coping with Uncertainty: A Call for a New Science - Policy Forum. *Ambio.* 32, 330-335.
- Knebl, M.R., Yanga, Z.L., Hutchison, K., Maidment, D.R. 2005. Regional scale flood modeling using NEXRAD rainfall, GIS, and HEC-HMS/RAS: a case study for the San Antonio River Basin Summer 2002 storm event. *Journal of Environmental Management.* 75:325–336.
- Koh, H.L., Lee, H.L., Al-Rabaiah, H.A., Ng L.L., Ahmad, M.N. 2002. The role of simulation models in water resources management. *Proceedings of the Regional Symposium on Environment and Natural Resources.* 1:236-243.

- Kouassi, K.L., N'go, Y.A., Gnagne, T., Kamagate, B., Meledge, N.H., Savane, I. 2007. Improvement of the Assessment Method of the Main Terms of the Hydrological Balance of the Hydroelectric Dam Lakes of Côte D'ivoire in a High Hydropluviometric Fluctuations. Context: Case of Taabo Lake. *European Journal of Scientific Research*. 19(1):71-84.
- Kwon, H.H. y Moon, Y.I. 2006. Improvement of Overtopping Risk Evaluations Using Probabilistic Concepts for Existing Dams. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 20:223-237.
- Langbein, W. B. y Durum, W. H. 1967. *The aeration capacity of streams*. USGS. Washington, D.C. Circ. 542. 6 p.
- Law, J. E. y Brown, M. L. 1989. Development of a large network model to evaluate yield of a proposed reservoir. En: *Computerized decision support system for water managers*. J. W. Labadie et al. Eds. Nueva York, EUA. 621-631.
- Labadie, J.W. 2004. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 130(2):93-111.
- León, L.F. y Escalante, M., 1993. *Flow and Pollutant Transport in Lake Chapala, México*, Proc. 2nd. Int. Conf. on Water Pollution: Modelling, Measuring and Prediction, Milan, Italy, pp 279-286.
- Lewis, W.M. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 5:35-48.
- Li, S., Gu, S., Liu, W., Han, H., Zhang, Q. 2008. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. *CATENA*. 75(2):216-222.
- Lind, O.T. y Dávalos-Lind, L.O. 2002. Interaction of water quantity with water quality: the Lake Chapala example. *Hydrobiologia*. 467:159-167.
- Lindenschmidt, K. E. 2006. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling. *Ecological Modelling*. 190: 72-86.
-

- Liu, X. B., Peng, W. Q., He, G. J., Liu, J. L. y Wang, Y. C. 2008. A Coupled Model of Hydrodynamics and Water Quality for Yuqiao Reservoir in Haihe River Basin. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B.* 20(5):574-582.
- López-Moreno, J.I., Begueria, S., García-Ruiz, J.M. 2004. The management of a large Mediterranean reservoir: Storage regimens of the Yesa reservoir, upper Aragon River basin, central Spanish Pyrenees. *Environmental Management.* 34(4): 508-515.
- Loftis, J. C., Harris, J., Montgomery, R. H. 1987. Detecting changes in ground water quality at regulated facilities. *Ground Water Monitoring Review.* 7(4):72-76.
- Loutzenhiser, P. G., Manz, H., Felsmann, C., Strachan, P. A., Frank, T., Maxwell, G. M. 2007. Empirical validation of models to compute solar irradiance on inclined surfaces for building energy simulation. *Solar Energy.* 81:254-267.
- MacKay, M. D., Neale, P. J., Arp, C. D., De Senerpont Domis, L. N., Fang, X., Gal, G., Jonhk, K.D., Kririllin, G., Lenters, J. D., Litchman, E., MacIntyre, S., Marsh, P., Melack, J., Mooij, W. M., Peeters, F., Quesada, A. Schladow, S. G., Schmid, M., Spence, C., Stokes, S. L. 2009. Modeling lakes and reservoirs in the climate system. *Limnol. Oceanogr.* 54(6):2315-2329.
- Maidment, D.R. 1993. Hydrology. En Handbook of Hydrology. D.R. Maidment, (Eds.). McGraw-Hill, USA.
- Manivanan, R. 2008. Water quality modelling: basics, En: *Water Quality Modeling. Rivers, Streams and Estuaries*, R. Manivanan (Eds), New India Publishing Agency. New Delhi, India. pp. 15-28.
- Mankin, K R., Koelliker, J. K., Kalita, P. K. 1999. Watershed and Lake Water Quality Assessment: An Integrated Modeling Approach. *JAWRA.* 35(5): 1069-1080.
- Marengo, H. 2006. Case Study: Dam Safety during Construction, Lessons of the Overtopping Diversion Works at Aguamilpa Dam. *Journal of Hydraulic Engineering.* 132(11): 1121-1127.
-

- Margalef, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona, España. 1010 pp.
- Martin, J. L. y McCutcheon, S. C. 1999. *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Models*. Lewis Publishers, London. 192 p.
- Martin, J.L., Edinger, J., Gordon, J.A. y Higgins J. (Eds). 2007. *Energy Production and Reservoir Water Quality*. American Society of Civil Engineers, Reston, VA. 376 p.
- Martinez-Arroyo, A., Manzanilla-Naim, S., Zavala-Hidalgo, J. 2011. Vulnerability to climate change of marine and coastal fisheries in Mexico. *Atmosfera*. 24(1), 103-123.
- Martinez-Austria, P. y Hansen, A. M. 2000. The role of technology in a holistic approach for water quality conservation in basins: The Lerma-Chapala case. *Water International*, 25(2):238-245.
- Masojídek, J., Grobbelaar, J.U., Pechar, L., Koblízek, M., 2001. Photosystem II Electron Transport Rates and Oxygen Production in Natural Waterblooms of Freshwater Cyanobacteria During a Diel Cycle. *J. Plankton Res.* 23:57-66.
- McGhee, T.J. 1999. *Abastecimiento de Agua y Alcantarillado: Ingeniería Ambiental*. McGraw-Hill, Colombia. 602 p.
- McKinney, D. C., Cai, X. Rosegrant, M. W., Claudia Ringler, C., Scott, C. A. 1999. *Modeling Water Resources Management at the Basin Level: Review and Future Directions*. International Water Management Institute. Colombo, Sri Lanka. 71 p.
- McMahon, T.A. 1993. Hydrologic Design for Water Use. En Handbook of Hydrology, Maidment, D.R.(Eds.) McGraw-Hill. USA.
- Méndez, F. 2006. Progress at the Mexico's El Cajon hydro Project. *The International Journal on Hydropower & Dams*. 30(2):57-62.
- Méndez, F. 1993. Underground Blasting at Aguamilpa. *International water power and dam construction*. 45(6):23-26.

- Mendoza, M., Bocco, G., López, E., Bravo, M. 2002. Implicaciones Hidrológicas del Cambio de la Cobertura vegetal y Uso del Suelo: Una Propuesta de Análisis Espacial a Nivel Regional en la Cuenca Cerrada del Lago de Cuitzeo, Michoacán. *Boletín de Investigaciones Geográficas, Instituto de Geografía, UNAM.* 49:92-117.
- Merayo, S. y González, E.J. 2010. Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. *Int. J. Trop. Biol.* 58(2): 603-619.
- Miller, F. P., Vandome, A. F., McBrewster, J. 2010. *Bathymetry.* VDM Publishing House Ltd. 68 p.
- Mitsch, W. J., Tejada, J., Nahlik, A., Kohlmann, B., Bernal, B., Hernandez, C.E. 2008. Tropical wetlands for climate change research, water quality management and conservation education on a university campus in Costa Rica. *Ecological Engineering.* 34(4):276-288.
- Monsen, N.E., Cloern, J.E., Lucas, L.V., Monismith, S.G. 2002. The use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnol. Oceanography.* 47:1545–1553.
- Moore, R.J. 2007. The PDM rainfall-runoff model. *Hydrology and Earth System Sciences.* 11(1): 483-499.
- Moses, S.A., Janaki, L., Joseph, S., Justus, J., Vimala, S.R. 2011. Influence of lake morphology on water quality, *Environ. Monit. Assess.* 182:443-454.
- Munson, B.R., Young, D.F., Okiishi, T.H. 1994. *Fundamentals of Fluid Mechanics.* 2da ed. John Wiley, Sons. USA.
- Munson, B. R., Young, D. F., Okiishi, T. H., Huebsch, W. W. 2009. *Fundamentals of Fluid Mechanics.* John Wiley & Sons. EUA. 776 p.
- Mustapha, M.K., 2009. Influence of watershed activities on the water quality and fish assemblages of a tropical African reservoir. *Int. J. Trop. Biol.* 57(3):707-719.

- Mulvaney, T.J. 1851. On the Use of Self-Registering Rain and Flood Gauges in making Observations of the Relations of Rainfall and of Flood Discharges in a Given Catchment. *Proceedings of the Institute of Civil Engineering of Ireland*. 4:18-31.
- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., deVries, B., Fenhann, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grubler, A. et al., 2000. *Special Report on Emissions Scenarios: A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge. 599 pp.
- Naudascher, E. 2000. *Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke*. Springer-Verlag Wien. Karlsruhe Universität. Germany.
- Navarro-Rodríguez, M.C., Flores-Vargas, R., González-Guevara, L.F., González-Ruelas, M.E. 2004. Distribution and abundance of *Dormitator latifrons* (Richardson) larvae (Pisces: Eliotridae) in the natural protected area "Estero El Salado" in Jalisco, Mexico. *R. de Biol. Marina y Oceanografía*. 39(1): 31-36.
- Nelson, E.J. 2006. CE-QUAL-W2 Interface. En: *WMS v8.0 Tutorials*. Ingreso el 23 de Febrero de 2011. Disponible en línea: http://www.cequalw2wiki.com/cequalw2/images/9/99/WMS_8.0_CE-QUAL-W2_Tutorial.pdf
- Nielsen, E.J. 2005. *Algal Succession and Nutrient Dynamics in Elephant Butte Reservoir*. MS thesis, Brigham Young University. 51 p.
- Ning, S. K., Chang, N. B., Yong, L., Chen, H.W. y Hsu, H. Y. 2001. Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. *Journal of Environmental Management*. 61(1):61-76.
- NTIS 1996. *Urban Drainage Design Manual*. National Technical Information Service Hydraulic Engineering Circular No. 22. USA. U.S. Department of Commerce.
- O'Connor, D. y Dobbins, W. 1958. Mechanisms of reaeration in natural streams. *T. Am. Soc. Civ. Eng.* 123:641-684.

- Obregón, O. 2008. *Assessing Water Quality Modeling in Subtropical Regions Based on a Case Study of the Aguamilpa Reservoir*. MS thesis, Brigham Young University. 108 p.
- Obregon, O., Chilton, R.E., Williams, G.P., Nelson, E.J., Miller, J.B. 2011. Assessing Climate Change Effects in Tropical and Temperate Reservoirs by Modeling Water Quality Scenarios, *Proceedings of the 2011 World Environmental and Water Resources Congress*, paper 407, Palm Springs, USA.
- OECD. 2003. *Environmental Performance Reviews Mexico*. Organization for Economic Co-operation and Development. France. p. i-239(240)
- Ogbona D.N. 2010. Seasonal dynamics of microbial population and physicochemical characteristics of a water body receiving industrial pollutants in Port Harcourt, Nigeria. *Agric. Biol. J. N. Am.* 1(6): 1333-1339.
- Omlin, M., Brun, R., Reithert, P. 2000. Biogeochemical model of Lake Zürich model: sensitivity, indentifiability and uncertainty analysis. *Ecological Modelling*. 141:105-123.
- Ontiveros-Retes, J.C. 1993. *Modelo para el pronóstico en tiempo real de las avenidas que ingresarán al proyecto hidroeléctrico Aguamilpa*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería Hidráulica. Universidad Autónoma de Querétaro. 126 p.
- Ortiz-Jiménez, M. A., de Anda, J., Shear, H., 2005. Hydrologic balance of Lake Zapotlan (Mexico). *Journal of Environmental Hydrology*. 13(5). USA. 12p.
- Ortíz-Jiménez, M.A. y de Anda, J. 2007. Balance de Calor e Interacción Agua-Nutrientes-Cadena Alimenticia en el Lago de Zapotlán, Mexico. *Agrociencia*. 41:457-458.
- Ostfeld, A. y Salomons, S. 2005. A hybrid genetic – instance based learning algorithm for CE-QUAL-W2 calibration. *Journal of Hydrology*. 310:122-142.

- Oyebande, L., Sagua, V.O., Ekpenyong, J.L. 1980. The effect of Kainji Dam on the hydrological regime, water balance and water quality of the River Niger. *Proceedings of the Helsinki Symposium. IAHS—AISH Publ.* 130: 221-228.
- Owens, M., Edwards, R., Gibbs, J. 1964. Some reaeration studies in streams. *Int. J. Air Water Poll.* 8:469-486.
- Palacio, A., Rodriguez, A., Martínez, L., 2000. Assessment of the performance of an hypolimnetic aerator employing a water quality model. 22 p. Disponible en línea: <http://www.cham.co.uk/website/new/newvisit/cases/aerator/aerator.doc>
- Palacio, A., Rodríguez, A., Mazari, M, 1994. Evolución de la Calidad del Agua del Embalse del P.H. Zimapan, Hidalgo. Instituto de Ingeniería, UNAM, informe elaborado para CFE, II3127. 290 p.
- Pennington, S. R., Kaplowitz, M. D., Witter, S. G. 2003. Reexamining best management practices for improving water quality in urban watersheds. *JAWRA.* 39(5): 1027-1041.
- Puente-Luévano, G. 2001. *Saneamiento del río Atoyac. Modelo y Aplicación.* Tesis para obtener el grado de Licenciado en Ingeniería Química. Universidad Nacional Autónoma de México. 104 p.
- Puhlmann, T., Voss, C., Esper, J., Dutra-Amaral, R. 2006. Development and Operation of a Water Balance at Rio Paracatu Mineração, Brazil. *Memories of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).* American Society of Mining and Reclamation (ASMR), p. 1632-1641.
- Rangel-Peraza, J.G., de Anda, J., González-Farías, F.A., Erickson, D.E. 2009a. Water quality assessment of Aguamilpa reservoir, Nayarit, Mexico. *WIT Transactions on Ecology and the Environment.* 117: 1-15.
- Rangel-Peraza, J.G., de Anda, J., González-Farías, F.A., Erickson, D.E. 2009b. Statistical assessment of water quality seasonality in large tropical reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management.* 14(4):315-323.
- Rangel-Peraza, J.G. 2009. *Análisis temporal de las características fisicoquímicas, biológicas y de calidad del agua en la zona léntica de la presa de Aguamilpa*
-

- (Nayarit, México). Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencia y Tecnología en Ingeniería Ambiental. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. 128 p.
- Rasmusson, E.M. 1985. El Niño and Variation in Climate. *American Science*, 73: paper 16877.
- Rasmusson, E.M, Dickinson, R.E., Kutzbach, J.E., Cleaveland, M.K. 1993. Climatology. En *Handbook of Hydrology.*, D.R. Maidment, (Eds.) McGraw-Hill. USA.
- Reichert, P. 1994. AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology*. 30(2):21-30.
- Reichert, P. 1995. Design techniques of a computer program for the identification of processes and the simulation of water quality in aquatic systems. *Environmental Software*. 10(3):199-210.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P.A. 2001. *River Water Quality No. 1*. Scientific and Technical Report No. 12. IWA Task Group on River Water Quality Modeling. IWA Publishing. 144 p.
- Reichert, P. 2004. UNCSIM - A computer programme for statistical inference and sensitivity, identifiability, and uncertainty analysis, En: *Proceedings of the European Simulation and Modelling Conference*. Teixeira, J.M.F. y Carvalho-Brito, A.E. (Eds.). Porto, Portugal, EUROSIS-ETI, pp. 51-55.
- Revenga C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., Payne, R. 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: freshwater systems*. World Resources Institute. Washington, DC, EUA. 83 p.
- Richter, B.D. y Thomas. G.A. 2007. Restoring Environmental Flows by Modifying Dam Operations. *Ecology and Society*. 12(1):12.
- Rode, M., Thiel, E., Franko, U., Wenk, G., Hesser, F. 2009. Impact of selected agricultural management options on the reduction of nitrogen loads in three

- representative meso scale catchments in Central Germany. *Science of the Total Environment*. 407: 3459–3472.
- Roldán-Pérez, G., Ramírez-Restrepo, J.J. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 421 p.
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E., Armengol, J. The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling*. 191:260-274.
- Ryding, S.O. y Rast, W. 1989. *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. Man and the Biosphere Series: Volume I*. Parthenon Publishing and UNESCO. 314 p.
- Salas, J.D. 1993. Analysis and Modeling of Hydrologic Time Series. En *Handbook of Hydrology*, D.R. Maidment (Eds.). McGraw-Hill. USA.
- Salomon, N. 1999. *Impact of Hydroelectric Dams on Indigenous People, Chintecos, Otomies and Huicholes: A Case Study from Mexico*. World Commission on Dams. 14 p. Disponible en línea en: <http://www.dams.org/kbase/submissions/sublist.php?rec=soc165>
- Schneider, S.H. 2001. What is “Dangerous” Climate Change? *Nature*. 411:17-19.
- Schneider, S.H. 2003. *Congressional Testimony, U.S. Senate Committee on Commerce, Science and Transportation, Hearing on “The Case for Climate Change Action”* Octubre de 2003.
- Schnoor, J.L. 1996. *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil*. Wiley-Interscience. USA.
- SE, 2000. *Prospectiva del sector eléctrico 2000-2009*. Secretaría de Energía. Subsecretaría de Política y Desarrollo de Energéticos. Unidad de Comunicación Social. México. 248 p.
- SEMARNAT. 2002. *Normal Oficial Mexicana NOM-011-CNA-2000*. Conservación del Recurso Agua, que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales. Secretaría

- del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. Mexico, con fecha del 17 de abril de 2002.
- Sharpe, W.E. y DeWalle, D.R. 1990. The Effect of Acid Precipitation Runoff Episodes on Reservoir and Tapwater Quality in an Appalachian Mountain Water Supply. *Environmental Health Perspectives*. 89:153-158.
- Shen, H.W., y Julien, P.Y. 1993. *Erosion and Sediment Transport*. En *Handbook of Hydrology*. D.R. Maidment, (Eds). McGraw-Hill. USA.
- Shi, P.-J., Yuan, Y., Zheng, J., Wang, J.-A., Ge Y. and Qi, G.-Y.. 2007. The effect of land use/cover change on surface runoff in Shenzhen region, China. *CATENA*. 69(1):31-35.
- Shuttleworth, W.J., Gash, J.H.C., Lloyd, C.R., McNeil, D.D., Moore, C.J., Wallace, J.S. 1988. An Integrated Micrometeorological System for Evaporation Measurement. *Agriculture and Forest Meteorology*. 43:paper 29317.
- Shuttleworth, W.J. 1993. Evaporation. En *Handbook of Hydrology*. D.R. Maidment (Eds.). McGraw-Hill. USA.
- Slack, R.B. y Welch, R., 1980. Soil conservations service runoff curve number estimates from Landsat data. *Water Resources Bulletin*. 16(5):887– 893.
- Smithers, S. 2004. Environmental Flows: Restoring the Balance. *Geodate*. 17(1):1-5.
- SMS 2006. *Surface Water Modeling*. Environmental Modeling Systems, Incorporated. Disponible en línea en: <http://www.ems-i.com>
- Soden, B.J. 2000. The Sensitivity of the Tropical Hydrological Cycle to ENSO. *Journal of Climate*. 13(3):538-549.
- Sokolov, A.A., y Chapman, T.G. (eds.). 1974. *Methods for Water Balance Computations, an international guide for research and practice*. France; UNESCO Press.

- Song, T., Kim, K. 2009. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. *Journal of Environmental Management*. 90(3):1534-1543.
- Straskrabá, M., Tundisi, J.G., Duncan, A. 1993. *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Developments in Hydrobiology Volume DH 77, Kluwer Academic Publishers, Boston, 291 p.
- Sydelko, P. J., Majerus, K. A., Dolph, J. E., Taxon, T. N. 1999. *A dynamic object-oriented architecture approach to ecosystem modeling and simulation*. Proceedings of 1999 American Society of Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS) Annual Conference, p. 410-421.
- Taylor, G. I. 1954. The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. *Proceedings of Royal Society of London*. 223(1155): 446-468.
- Thackston, E. L y Krenkel, P. A. 1969. Mechanism of reaeration in natural streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*. 95:65-94.
- Thibodeaux, L.J. 1996. *Environmental Chemodynamics: Movement of Chemicals in Air, Water and Soil*, 2da ed. Wiley-Interscience. USA.
- Thomann, R. V. y Mueller, J. A. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper and Row. Nueva York, EUA. 644 p.
- Torres-Orozco, R.E. 2007. Batimetría y morfometría, En: *Limnología de las presas mexicanas. Aspectos teóricos y prácticos*, J.L. Arredondo-Figueroa, G. Diaz-Zabaleta y J.T. Ponce- Palafox (Eds), pp. 3-19, AGT Editor S.A. México, D.F.
- Tundisi, J.G. 1994. *Tropical South America: Present and perspectives. Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems*. R. Margalef (Eds.). Elsevier: Amsterdam, Holanda. p. 353-424.
- Twidell, J. y Weir, A. D. 2006. *Renewable Energy Resources*. Reino Unido. Taylor and Francis. 601 p.

- UdeG, 2004. *Evaluación sobre la viabilidad del proyecto Arcediano*. Comité técnico de análisis del proyecto Arcediano. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco. México. Mayo 2004. 52 p.
- Ulloa-Ramírez, P., Patiño-Valencia, J. L., Sánchez-Regalado, R., 2006. *Dictamen de la implementación de la veda 2006. Aguamilpa, Nayarit*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera Bahía de Banderas, Nayarit. Febrero 2006. México. 10 p.
- USACE-HEC. 1987a. *HEC5-Q Simulation of flood control and conservation system*. United States Army Corps of Engineers. Hydrologic Engineering Center. Davis, California, EUA. 436 p.
- USACE-HEC. 1987b. *WQRRS Water Quality for River-Reservoir systems. User's manual*. United States Army Corps of Engineers. Hydrologic Engineering Center. Davis, California, EUA. 380 p.
- USBR 2009. *Reclamation: managing water in the west. Quality of water Colorado River basin. Progress report No. 22*. United States Bureau of Reclamation. Department of the Interior Bureau of Reclamation Upper Colorado Region. Disponible en línea: <http://www.usbr.gov/uc/progact/salinity/pdfs/PR22.pdf>. Última revisión el 29 de Agosto de 2011.
- USSCS. 1986. *Urban Hydrology for Small Watersheds (Technical Release 55)*. U.S. Department of Agriculture. US Soil Conservation Service. USA.
- USGS, 2011. *US Geological Survey Manual. Policy for Release of Computer Databases and Computer Programs*. Disponible en línea <http://www.usgs.gov/usgs-manual/tocindex.html>
- Van Looy, K., Honnay, O., Bossuyt, B., and Hermy, M. 2003. The effects of river embankment and forest fragmentation on the plant species richness and composition of floodplain forest in the Meuse Valley, Belgium. *Belgian Journal of Botany*. 136(2):97-108.

- von Bertrab, E. 2007. Guadalajara's water crisis and the fate of Lake Chapala: a reflection of poor water management in Mexico. *Environment & Urbanization*. 15(2):127-140.
- Watson, P. S. y Davies, S. 2009. Modeling the effects of population growth on water resources: a CGE analysis of the South Platte River Basin in Colorado. *The Annals of Regional Science*. Online First. 18 p.
- Wang, C., Wang, Y.Y. y Wang, P. F. 2006. Water quality modeling and pollution control for the Eastern route of South to North water transfer project in China. *Journal of Hydrodynamics*. 18(3):253-261.
- Wanielista, M., Kersten, R., Eaglin, R. 1997. *Hydrology Water Quantity and Quality Control*. John Wiley and Sons, United States of America.
- WCD. 2000. *Dams and development. A new framework for decision-making*. The report of the world commission on dams. Earthscan Publications Ltd. Sterling, EUA. 356 p.
- Weber, K. y Stewart, M. 2004. A Critical Analysis of the Cumulative Rainfall Departure Concept. *Ground Water*. 42(8):935-938.
- Weiss, P., Labadie, J. W., Baldo, M. L. 1997. Environmental impact evaluation using a river basin network flow model. *Proceedings of 24th annual water resources conference*. D. H. Merrit (Eds.). Nueva York, EUA. 74-81.
- Wetzel, R.G. 1993. *Limnologia*. Fundacao Calouste Gulbenkian. Lisboa, Portugal. 919 p.
- Wetzel, R.G. y Linkens, G.E. 2000. *Limnological analyses*. Springer. NewYork, USA, 429 p.
- WHO (2008) *Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization. Geneva, Switzerland. 515 p.
- WMS. 2006. *Watershed Modeling System*. Environmental Modeling Systems, Incorporated. .Disponible en línea en: <http://www.ems-i.com>.

- Wool, T. A., Ambrose, R. B., Martin, J. L., Comer, E. A. 2001. *WASP Water Quality Simulation Program version 6.0. Draft: User's manual*. US Environmental Protection Agency – Region 4. Atlanta, Georgia, EUA. 267 p.
- WRI. 2000. *River fragmentation and flow regulation*. United Nations Environment Programme./Grid-Arendal. Maps and Graphics. World Resources Institute, Washington, DC, EUA. Disponible en línea en: <http://www.unep.org/vitalwater/23.htm>
- Xu, X., Tan, Y., Yang, G., Li, H., Su, W. 2011. Soil erosion in the Three Gorges Reservoir area. *Soil Research*. 49, 212–222.
- Yang, W., Wang, X., Gabor, S., Boychuk, L., Badiou, P. 2008. *Water Quantity and Quality Benefits from Wetland Conservation and Restoration in the Broughton's Creek Watershed*. A research report submitted to Ducks Unlimited Canada. Stonewall, Canada. 51 p.
- Yaws, C. 1999. *Chemical Properties Handbook. Physical, Thermodynamic, Environmental, Transport, Safety and Health Related Properties for Organic and Inorganic Chemicals*. McGraw-Hill. EUA. 779 p.
- Zambrano-Cárdenas, R. M., Romero-Bañuelos, C. A., Robledo-Marengo, M. de L., Bautista-Cobarrubias, J. C., Nájera-González, O., González-Torres, L. 2004. *Niveles de Contaminación por Metales Pesados en Sedimentos y Peces de la Presa Aguamilpa, Nayarit*. Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit. Tepic, Nayarit. México. 6 p.
- Zhang, Z., Zhang, G., Zuo, C., Pi, X. 2008. Hillslope soil erosion and runoff model for natural rainfall events. *Acta Mechanica Sinica*. 24(3):277-283.
- Zhang, Y.J., Jha, M., Gu, R., Wensheng, L., Alin, L. 2010. A DEM-based parallel computing hydrodynamic and transport model. *River Research and Applications*. 28(5):647-658.
- Zhao, X., Shen, Z.Y., Xiong, M., Qi, J. 2011. Key uncertainty sources analysis of water quality model using the first order error method. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 8(1), 137-148.