

01187
1
201



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERIA

ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DE LA
CALIDAD DEL AGUA EN LAGOS Y
EMBALSES

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN INGENIERIA *ambiental*

P R E S E N T A I

JORGE LUIS DE VICTORICA ALMEIDA

MEXICO, D. E.

1995



FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

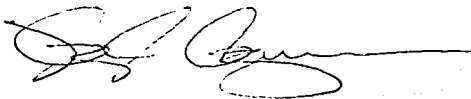
DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

RESUMEN

En esta tesis se plantea un modelo matemático explícito, en un esquema de diferencias finitas para analizar la evolución del oxígeno disuelto (OD) en lagos y embalses. El modelo está constituido por las ecuaciones de transporte y cinéticas de los principales procesos de producción y decaimiento del OD dentro del agua, por lo cual se considera como fuente principal de OD el que se produce vía fotosíntesis, considerando el efecto en su magnitud que produce la intensidad de la luz dentro del agua; como sumideros se considera a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) tanto de la que ingrese por las fronteras del embalse como la que se le incorpore como detritos por la muerte del fitoplancton, tomando en cuenta en todos los procesos involucrados los efectos en su magnitud que pueda causar la temperatura. El modelo, aunque se conformó específicamente para analizar la evolución del OD en una presa hidroeléctrica en el estado de Nayarit, es lo suficientemente versátil para aplicarse a otros embalses, si se le hacen los ajustes y cambios apropiados. Una evaluación completa del modelo formulado muestra que prevalece el criterio de simplicidad, es fácilmente operado y acepta cambios para ajustarlo a otras condiciones; también es sencillo incorporarle las ecuaciones que describen la cinética de otros parámetros relacionados con la calidad del agua como son nitrógeno y fósforo, que están íntimamente realacionados con el proceso de eutrofización, fenómeno característico en la mayoría de lagos y embalses mexicanos.



El presente trabajo se desarrolló en la Coordinación de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM, bajo la dirección del Dr. Jorge Aguirre Martínez y la asesoría del MI José Luis Sánchez Bribiesca.

AGRADECIMIENTOS

Deseo hacer patente mi agradecimiento, tanto a las autoridades de la Gerencia de Protección Ambiental de la Comisión Federal de Electricidad, como a las de la Subdirección General de Administración del Agua de la Comisión Nacional del Agua por su interés y apoyo financiero para la realización de este trabajo.

También agradezco a la Srta. Yolanda Rivera Sánchez su excelente trabajo de captura y mecanografía de los textos que integran esta tesis

INDICE GENERAL

| | Pág. |
|---------------------------------------------------------------|------|
| INDICE DE TABLAS | i |
| INDICE DE FIGURAS | ii |
| RESUMEN | I |
| ABSTRACT | VIII |
| 1. INTRODUCCION | 1 |
| 1.1 <i>Antecedentes</i> | 1 |
| 1.2 <i>Objetivos</i> | 5 |
| 1.3 <i>Alcances</i> | 5 |
| 2. MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA | 7 |
| 2.1 <i>Modelos desarrollados en el lapso 1920-1978</i> | 7 |
| 2.2 <i>Modelos desarrollados en el lapso 1980-1990</i> | 11 |
| 2.3 <i>Desarrollo de modelos en México</i> | 19 |
| 3. CONFORMACION DE LOS MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA | 22 |
| 3.1 <i>Modelo de Oxígeno Disuelto</i> | 28 |
| 3.3.1 Estructura de las ecuaciones cinéticas del modelo de OD | 28 |
| 3.2 <i>Ecuaciones de continuidad</i> | 30 |
| 3.3 <i>Hidrodinámica</i> | 36 |
| 3.4 <i>Efectos de la radiación solar y la temperatura</i> | 39 |
| 3.4.1 Efecto de la radiación solar | 39 |
| 3.4.2 Efecto de la temperatura | 45 |
| 3.4.3 Comportamiento térmico de los embalses | 47 |

| | | |
|-----------|------------------------------------------------------------|-----------|
| 4. | PRESA HIDROELECTRICA AGUAMILPA, PHA | 55 |
| 4.1 | <i>Características generales de la P.H.Aguamilpa</i> | 55 |
| 4.2 | <i>Hidrología</i> | 56 |
| 4.3 | <i>Climatología</i> | 63 |
| 5. | SIMULACIONES | 66 |
| 5.1 | <i>Radiación solar y temperatura del embalse</i> | 66 |
| 5.1.1 | <i>Resultados y evaluación</i> | 69 |
| 5.2 | <i>Simulación de la evolución del OD y DBO en la presa</i> | 74 |
| 5.2.1 | <i>Condiciones usadas en las simulaciones</i> | 75 |
| 5.3 | <i>Resultados de las simulaciones y evaluación</i> | 80 |
| 6. | CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 94 |
| | REFERENCIAS | 97 |

ANEXO:

- Análisis de la transferencia de oxígeno por reareación y producción de oxígeno fosintético
- Tabla de áreas hidráulicas totales
- Tabla de volúmenes de los elementos en que fueron discretizados los ríos Huaynamota y Santiago
- Velocidades del agua y tiempo de detención hidráulico en cada uno de los elementos para los gastos medios mensuales mínimos y máximos
- Anchos que delimitan las áreas de las secciones transversales de las celdas
- Areas de las secciones transversales de las celdas

INDICE DE TABLAS

| <u>Núm.</u> | <u>Título</u> | <u>Pág.</u> |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| 3.1 | Valores de los coeficientes β y η para algunos tipos de agua | 45 |
| 4.1 | Características generales del vaso de almacenamiento, P.H.Aguamilpa | 57 |
| 4.2 | Características hidrológicas de los afluentes al río Santiago, considerados para la P.H.Aguamilpa | 59 |
| 5.1 | Condiciones iniciales usadas para las simulaciones | 67 |
| 5.2 | Perfiles térmicos simulados, periodo enero-diciembre | 72 |
| 5.3 | Condiciones iniciales de OD y DBO en la columna de agua, usadas para las simulaciones | 77 |
| 5.4 | Ingresos de agua medios mensuales a la presa Aguamilpa | 78 |
| 5.5 | Perfiles de concentración medio mensual de OD y DBO simulados | 81 |
| 5.6 | Velocidades y tiempos de retención hidráulicos en la zona del embalse que alberga al río Huyanamota, para los gastos máximos y mínimos medios mensuales que ingresan por ese río | 86 |
| 5.7 | Velocidades y tiempos de retención hidráulicos correspondientes a los gastos máximos y mínimos medios mensuales que ingresan a la presa por el río Santiago | 87 |
| 5.8 | Velocidad y tiempo de retención hidráulico | 87 |

INDICE DE FIGURAS

| <u>Núm.</u> | <u>Título</u> | <u>Pág.</u> |
|-------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| 3.1 | Esquema conceptual utilizado para el planteamiento de las ecuaciones de continuidad | 31 |
| 3.2 | Esquema conceptual utilizado para el planteamiento de las ecuaciones de continuidad donde confluyen dos corrientes | 34 |
| 3.3 | (sin título) | 39 |
| 3.4 | Regiones que conforman un embalse estratificado térmicamente | 49 |
| 3.5 | Mecanismos de transferencia de calor en una presa o un lago | 52 |
| 4.1 | Curvas elevaciones-volúmenes almacenados y elevaciones-áreas, P.H.Aguamilpa | 57 |
| 4.2 | Cuenca hidrológica del Río Grande de Santiago | 58 |
| 4.3 | Ingreso de agua a la presa Aguamilpa, estación hidrométrica El Carrizal (promedio de 45 años) | 59 |
| 4.4 | Volumen medio mensual, estación hidrométrica La Yesca | 60 |
| 4.5 | Volumen medio mensual, estación hidrométrica El Caimán | 60 |
| 4.6 | Volumen medio mensual, estación hidrométrica Chapalangana | 61 |
| 4.7 | Volumen medio mensual, estación hidrométrica Jesús María | 61 |
| 4.8 | Volumen medio mensual, estación hidrométrica Huaynamota | 62 |
| 4.9 | Ubicación de las estaciones hidrométricas consideradas para el P.H.Aguamilpa | 62 |
| 4.10 | Temperaturas medias mensuales, 1977-1988 (estación hidrométrica El Carrizal) | 64 |
| 4.11 | Precipitación anual, estación hidrométrica El Carrizal | 64 |
| 5.1 | Decremento de la intensidad de la luz con la profundidad | 68 |
| 5.2 | Cálculo del coeficiente de extinción | 69 |
| 5.3 | Fotoperiodo medio horario mensual (presa Aguamilpa) | 70 |
| 5.4 | Radiación diaria media mensual en la superficie del agua | 71 |
| 5.5 | Perfil térmico medio mensual | 73 |
| 5.6 | Concentraciones medias mensuales de OD y DBO simuladas a un metro de profundidad, elemento No. 35 | 84 |

| | | |
|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 5.7 | Concentraciones medias mensuales de OD y DBO simuladas a un metro de profundidad, elemento No. 92 | 84 |
| 5.8 | Concentraciones medias mensuales de OD y DBO simuladas a un metro de profundidad, elemento No. 197 | 85 |
| 5.9 | Velocidades y tiempo de retención hidráulico, zona que alberga el río Huaynamota | 88 |
| 5.10 | Velocidades y tiempo de retención hidráulico, zona que alberga el río Santiago | 90 |
| 5.11 | Concentraciones máximas y mínimas de OD y DBO en la columna de agua en el elemento No. 35 | 92 |
| 5.12 | Concentraciones máximas y mínimas de OD y DBO en la columna de agua en el elemento No. 92 | 92 |
| 5.13 | Concentraciones máximas y mínimas de OD y DBO en la columna de agua en el elemento No. 197 | 93 |

R E S U M E N

El conjunto de características de tipo físico, químico y biológico de un determinado tipo de agua, definen su calidad. Estos componentes no permanecen estáticos, sino que tienen una dinámica particular e interactúan de tal manera que favorecen el establecimiento de procesos que dan lugar a cambios en el comportamiento de esa calidad. La magnitud de tales cambios suele ser controlada de manera natural por mecanismos de autoregulación o recuperación que los mantienen dentro de ciertos ámbitos de variación que conocemos como equilibrio. Sin embargo, este equilibrio puede ser alterado por factores naturales externos al cuerpo de agua en cuestión, como es el caso más frecuente por las actividades humanas, cuyo incremento y diversificación ha provocado que la generación de residuos quede fuera de control, dañando a los ecosistemas, en particular a los acuáticos, de manera tal que en muchos casos el daño causado va más allá de su capacidad de recuperación.

Por fortuna la humanidad ha tomado conciencia de los problemas que ha creado y en muchos países, incluyendo a México, se han ido cambiando los valores y las normas sociales del desarrollo económico a un interés más profundo por las implicaciones ecológicas y sociales de tal crecimiento. En la actualidad se habla de protección y conservación ecológica de los cuerpos de agua y se han emitido leyes y normas, nacionales e internacionales, que regulan el uso de los recursos acuáticos y la disposición de los residuos generados.

Aún cuando esta actitud ha redundado en un uso más racional de los recursos hídricos, también ha venido a complicar los procesos de planeación y de toma de decisiones, que de por sí no son sencillos, en virtud de que deben tomarse en cuenta un número considerable de factores que influyen en los efectos que las actividades humanas ejercen sobre los procesos naturales de los ecosistemas acuáticos.

El análisis individual del comportamiento de estos factores, como ha sido práctica común, proporciona un conocimiento limitado de las variaciones en espacio y tiempo de la calidad del agua, de manera tal que cuando se realizan determinadas acciones para resolver problemas relacionados con el manejo y aprovechamiento del agua y las medidas para la prevención y control de su contaminación, la mayoría de las veces no se obtienen los beneficios esperados y en el mejor de los casos, cuando sí se obtienen, no son de la magnitud y duración deseados, originándose en ocasiones significativas pérdidas económicas por las inversiones realizadas, que se ven incrementadas aún más al tener que mantener costos de operación inicialmente no considerados para sustentar una solución limitada al problema en cuestión.

Para hacer frente a estas complejidades, se han desarrollado nuevas disciplinas y herramientas de trabajo, entre las que destacan los modelos matemáticos de simulación, que han permitido evaluar las consecuencias de las diversas tomas de decisiones para el manejo de los recursos hídricos y de las estrategias para la legislación correspondiente. Los modelos han hecho posible estimar los riesgos de los efectos adversos de la contaminación del agua y los costos económicos y sociales que surgen de aquella; han permitido predecir futuros fenómenos ambientales y desarrollar y optimar la tecnología y los sistemas para su control, además de que han proporcionado mayor conocimiento en los aspectos esenciales de los procesos -y sus interrelaciones- que caracterizan a los sistemas acuáticos:

De aquí que exista una gran diversidad de modelos, con diferentes características y grados de complejidad y precisión para simular la dinámica de la calidad del agua y por ello, tales modelos responden adecuadamente sólo para las condiciones establecidas para su uso en los cuerpos de agua para los cuales fueron formulados; así también, aunque la mayoría de los

modelos parten de lo mismo, no sólo existen diferencias entre ellos en cuanto a su complejidad, sino además, controversias en cuanto a las expresiones matemáticas usadas para la descripción de los procesos ecológicos involucrados; esto es, existen modelos con diferente estructura para abordar un mismo problema. También cabe señalar lo relativo a las dificultades, si no es que a la imposibilidad, de adaptar los modelos ya desarrollados para el estudio de casos diferentes para los cuales fueron formulados. Esta restricción se debe, principalmente, tanto a la gran cantidad de trabajo que implica su adaptación, como a la carencia de información de entrada que requieren para su uso.

Por todas estas razones, los modelos de calidad del agua deben estructurarse de acuerdo con la naturaleza de los problemas por resolver y la selección de su complejidad se debe basar en el conocimiento disponible acerca de los procesos y relaciones fundamentales que intervienen, en los algoritmos y posibilidades computacionales para la solución numérica del modelo, en la disponibilidad de la información necesaria para el inicio del procedimiento de cálculo (condiciones iniciales y de frontera) y en las posibilidades reales para la calibración y verificación del modelo. En este sentido, la experiencia ha mostrado que es más conveniente la formulación de submodelos en términos de los factores básicos de los principales procesos limnológicos, estructurados de tal manera, que conduzcan a un mejor entendimiento de tales procesos y permitan la cuantificación de los parámetros involucrados, con lo que se logra avanzar realmente en la estructuración de modelos más completos.

Considerando tales hipótesis, en este trabajo se plantea un modelo explícito, en un esquema de diferencias finitas, para analizar la evolución del oxígeno disuelto (OD) en lagos y embalses. El modelo está constituido por las ecuaciones de transporte y cinéticas de los principales procesos de producción y decaimiento del OD dentro del agua, por lo que en él se considera como fuente principal de éste el que se produce vía fotosíntesis y se toma en cuenta el efecto en su magnitud que produce la intensidad de la luz disponible dentro del agua; como sumidero se considera a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) tanto de la que ingrese por las fronteras del embalse (influentes) como la que se le incorpore como detritos por la muerte del fitoplancton, tomando en cuenta en todos los procesos involucrados los

efectos en su magnitud que pueda causar la temperatura.

La importancia de los parámetros mencionados radica en que constituyen en su conjunto uno de los principales índices del estado de salud de los embalses, ya que están íntimamente relacionados con los procesos de eutrofización y de descomposición de los contaminantes, característicos de los embalses mexicanos.

Dado que con el desarrollo del modelo que se describe en este trabajo se pretende contribuir al avance de la modelación matemática en México, tal modelo fue aplicado en el caso específico de la presa hidroeléctrica de Aguamilpa, en el estado de Nayarit; sin embargo, es lo suficientemente versátil para poder ser aplicado en cualquier otro embalse realizando los cambios y ajustes pertinentes.

Para calcular la magnitud del efecto de la radiación solar sobre la tasa fotosintética, tanto en la superficie del agua como en la profundidad en cualquier época del año, se usó la ecuación de Steele, en la que las magnitudes de los promedios mensuales de la intensidad de la luz neta horaria en la superficie del agua, se estimaron usando un modelo de radiación y para el análisis del comportamiento térmico del embalse se utilizó la ecuación de difusión de calor unidimensional, en un esquema de diferencias finitas, considerando que por tratarse de un embalse cuyas dimensiones laterales son suficientemente grandes comparadas con su profundidad, las corrientes convectivas generadas por los ingresos y egresos de agua sólo son importantes en su entorno. También se hizo la consideración de que la ganancia o pérdida de calor en las fronteras rígidas no afecta el comportamiento térmico de las masas de agua y que en la mayoría de los casos, las mediciones de temperatura en los embalses muestran una estructura isotérmica horizontal.

En lo que concierne al campo de velocidades, necesario para la aplicación del modelo, se propuso como hipótesis fundamental que se trata de un flujo cuasi permanente, que el gasto que entra al embalse es igual al que sale y que el nivel del agua dentro de él permanece constante. Con estas hipótesis se discretizó el embalse en 201 elementos de igual longitud (500

m) y de sección transversal variable, acorde con las características topográficas y cada uno de estos elementos a su vez se dividió en siete secciones o celdas en el plano horizontal, cuyas características se mantuvieron constantes durante el proceso de simulación, aspecto que permitió analizar el comportamiento del OD y la DBO en la profundidad de cada elemento. También, debido a que el ancho de las secciones transversales del embalse es relativamente pequeño comparado con su longitud, se determinó un campo de flujo en dos dimensiones, suponiendo una distribución de velocidades sensiblemente horizontal en todas las direcciones del embalse, con una componente vertical en cada uno de los elementos en que fue discretizado el embalse.

El cálculo de las velocidades en condiciones de máximo ingreso de agua al embalse (655.7 m^3) muestra que aún cuando se esperan velocidades relativamente grandes ($0.023\text{-}0.50 \text{ m/s}$) en la mayoría del embalse se observa una tendencia a las condiciones de cuerpos de agua lénticos, los cuales se caracterizan por tener velocidades menores a 2 m/s y tiempos de retención hidráulicos mayores a 2 días. Esta característica tiende a acentuarse en la medida que disminuyen los ingresos de agua; así, durante el periodo de mínimo ingreso (mes de mayo) los resultados muestran que casi todo el embalse tiende a comportarse como un cuerpo de agua estático, ya que la velocidad máxima esperada durante este periodo es del orden de 0.047 m/s en el inicio del embalse por el río Santiago.

En lo que se refiere al comportamiento térmico del embalse, de las simulaciones se obtuvo que la temperatura del agua dentro de éste tenderá a ser no menor a 15°C ni mayor a 29°C , a un metro de profundidad; así mismo los resultados indican que el embalse tenderá a la estratificación térmica, siendo máxima en el mes de mayo, con un periodo de mezclado que tiende a las condiciones homotérmicas a partir del mes de noviembre.

Con respecto del comportamiento del OD los resultados de las simulaciones indican que éste tiende a incrementarse en los primeros metros de profundidad hasta el mes de mayo, en el que se alcanzan las máximas concentraciones ($6.9\text{-}7.7 \text{ g/m}^3$) para luego, en la medida que transcurre el tiempo, decrecer hasta el mes de septiembre, en el cual se tuvieron las

concentraciones mínimas (4.3-4.0 g/m³). También los resultados muestran que durante todo el tiempo a partir de los siete metros de profundidad, tiende al valor de cero. Esta tendencia está acorde con la variabilidad de la intensidad de la luz incidente y el comportamiento hidrotérmico del embalse; esto es, el periodo en el que se obtuvieron las máximas concentraciones de OD, concuerda con aquel en el que el agua está más caliente y la radiación solar incidente es máxima. Sin embargo, el caso contrario no sucede, ya que el periodo en que se presenta la mínima concentración de OD (4.0 g/m³ a un metro de profundidad) no concuerda con las condiciones de menor temperatura (25°C) pero sí con las de menor intensidad de la radiación solar (21 Ly/d); esta aparente discrepancia en tal comportamiento, se debe a que el gradiente de la intensidad de la luz incidente entre mayo y septiembre ($\Delta I = 31$ Ly/d) es mayor que el de la temperatura para el mismo lapso ($\Delta T = 3.2$ °C) y por ende, en este caso la producción de OD es dominada por la magnitud de la radiación solar, más que por la temperatura.

Por lo que toca a la DBO los resultados muestran que durante el periodo de máximo ingreso de agua (septiembre) tiende a incrementarse lentamente conforme se avanza en la profundidad y prácticamente durante este periodo la reducción de este parámetro estará en el ámbito de 30 a 45%, valuado a un metro de profundidad, con base en la concentración de 15 g/m³ usada como condición inicial para las simulaciones. Durante el periodo de mínimo ingreso de agua (mayo) la DBO tiende a reducirse en el ámbito de 43 a 52%, valuado también a un metro de profundidad. Aunado a esto, las simulaciones indican que en todo el embalse a profundidades mayores a los siete metros, la DBO no se ejerce por mecanismos aerobios, aspecto que está en concordancia con las concentraciones del OD, que a estas profundidades tiende a adquirir el valor de cero.

Finalmente, en el modelo formulado en este trabajo prevalece el criterio de simplicidad para estudiar la evolución del OD y la DBO en los sentidos longitudinal y vertical de los embalses, es de fácil manejo, converge rápidamente y en diferencia con los paquetes de cálculo disponibles en el mercado, se le pueden hacer los cambios necesarios para ajustarlo a las condiciones en que se realizan las mediciones en los casos reales; así mismo, sin muchas

dificultades, se le pueden incorporar las ecuaciones que describen la cinética de otros parámetros de calidad del agua.

También, aunque el modelo fué diseñado para estudiar la evolución del oxígeno disuelto en un embalse profundo (> 50 m) con una relación pequeña entre el ancho de la superficie libre y la longitud, como lo es la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, tal modelo puede aplicarse a embalses similares o a otros cuya profundidad media sea pequeña comparada con sus dimensiones horizontales; en este último caso, sólo es necesario cambiar a un modelo de flujo en las dimensiones horizontales para el cálculo de la hidrodinámica.

Así mismo, al modelo se le pueden incorporar, sin muchas dificultades, otros parámetros de calidad del agua; por ejemplo los nutrientes, y usarlo para estimar las concentraciones de ingreso de estos parámetros para mantener una condición deseada dentro de un cuerpo de agua.

Otro aspecto que caracteriza al modelo, consiste en que las constantes estequiométricas, las intensidades de saturación de la luz y de compensación y la tasa máxima de crecimiento fitoplanctónico, fueron determinadas experimentando en el laboratorio con comunidades algales heterogéneas (cultivos mixtos) características de los lagos y embalses eutrofizados.

A B S T R A C T

Water quality is defined by a set of physical, chemical and biological characteristics, which are not static but have a particular dynamics and interact in such a manner that they favor the establishment of processes that give way to changes in the behavior of quality. To evaluate such a complex behavior, new disciplines and working tools has been developed such as the mathematical simulation models, which have permitted the prediction of future environmental phenomena and the development and optimization of the technology and systems for their control, and provided with more knowledge on the essential aspects of the processes and their relationships, which are characteristic of aquatic ecosystems.

The model outlined in this thesis, is an explicit model in a scheme of finite differences, for the analysis of the evolution of dissolved oxygen (DO) in lakes and reservoirs. The model includes the transport and kinetics equations of the main processes of production and decline of DO inside the water; it considers as the main source of oxygen the one produced by photosynthesis and it takes into account the effect on its magnitude produced by the light intensity available inside the water; as an uptake source the biochemical oxygen demand (BOD) that enters with the influents and the one that results from the detritus formed by the death of phytoplankton, and taking into account in every process the effects of temperature.

The importance of both parameters is that they jointly are one of the main indices of the health condition of a reservoir, as they are closely related with the process of eutrophication and decomposition of contaminants, so characteristic of Mexican reservoirs.

As a contribution to the advance of mathematical modeling in Mexico, this model was applied in a specific reservoir, the hydroelectric dam of Aguamilpa in the state of Nayarit, but it is versatile enough to be applied in any other reservoir provided the necessary adjustments and proper changes are made.

In order to calculate the magnitude of the effects of solar radiation on the photosynthetic rate at the water surface and with depth, for any season of the year, the equation of Steele was used estimating the magnitudes of net monthly mean light intensities on the water surface with a radiation model, and for the analysis of the thermal behavior of the reservoir the unidimensional equation of heat diffusion was used in a scheme of finite differences, and assuming that, due to the large lateral dimensions of the reservoir, the convective currents generated by the influents and effluents are important only on site. It also was assumed that the heat gain or loss on the rigid frontiers does not affect the thermal behavior of water masses, and that for the majority of time, the temperature measurements in reservoirs show a horizontal isothermal structure.

As for the velocity fields necessary for the application of the model, the next fundamental hypothesis was stated: that flow is almost permanent, that the influent flow is equal to the exit flow, and the water level in the reservoir is constant. According to this hypothesis, the reservoir was discretized in 201 elements of equal length (500 m) and variable transversal sections, according with the topographic characteristics, and each of these elements was subdivided in the horizontal plane in seven sections or cells, keeping their characteristics constant during the simulation process; this permitted the analysis of the DO and BOD behavior within the depth of each element. Due to the fact that the transverse sections' width is relatively small compared with their length, a flow field in two dimensions was determined, supposing a horizontal velocity distribution in every

direction of the reservoir, with a vertical component in each one of the elements.

The calculation of the velocities for the condition of maximum entry of water to the reservoir (655.7 m³) shows that, even though relatively large velocities are expected (0.023-0.50 m/s), in most parts of the reservoir a tendency to lentic conditions is observed, that is velocities smaller than 2 m/s and hydraulic retention times of more than 2 days. This characteristic tends to dominate as the inputs of water diminish; so, during the period of minimum input (May) the results show that almost the whole reservoir tends to behave as a static water body, because the maximum expected velocity for this period will be 0.047 m/s in the beginning of the reservoir by the Santiago river.

With respect to the thermal behavior, the simulations show that the temperature of the water inside the reservoir will have a tendency to be not less than 15°C and not more than 29°C, at one meter depth; also the results show that the reservoir will tend to be thermally stratified, with a maximum during May and a period of mixing leading to homogeneous thermal conditions beginning in November.

As for the behavior of the DO, the results of the simulations indicate that it tends to increase in the first meters of depth and in May the maximum level is reached (6.9-7.7 g/m³); then a depletion begins and in November the lowest level is reached (4.3-4.0 g/m³). It is also noted that during all the time the DO tends to be zero, starting from seven meters. This tendency is in agreement with the variability of the intensity of the incident light and the thermal behavior of the reservoir; that is, when there is a maximum DO concentration the water is at its highest temperature and the incident solar radiation is also maximum; however, when there is a minimum DO concentration (4.0 g/m³ at one meter depth), the water temperature is not at the lowest value, but the intensity of the solar radiation is, indeed, the lowest (21 Ly/d). This may seem a discrepancy, but it is due to the fact that the gradient of the incident light intensity between May and September ($\Delta I = 31$ Ly/d) is bigger than that of the temperature during the same period ($\Delta T = 3.2^\circ\text{C}$), and so, the production of DO is dominated by the magnitude of the solar radiation and not by the

temperature.

Concerning the BOD, the results indicate that during the period of maximum water entrance (September), the BOD tends to slowly increase as the depth increases, and during this period its reduction will be between 30% and 45%, calculated at one meter depth, and based on the initial condition of 15 g/m^3 used for the simulations. During the period of minimum water entrance (May), the BOD tends to decrease to the range of 43% to 52%, also calculated at one meter. As for the behavior below the seven meters depth, the simulations show that the BOD tends to increase, accordingly with the tendency of the DO to become zero at the same depths.

An overall evaluation of the model formulated in this work, shows that the criterion of simplicity is prevailing during the study of lengthwise and vertical evolution of DO and BOD in reservoirs; it is easily operated, is quickly convergent and it accepts the necessary changes to adjust it to the conditions on which the measurements are made on real cases. Without much difficulty the equations that describe the kinetics of other water quality parameters can be incorporated to its structure.

Even though this model was designed for the study of the evolution of DO in a deep reservoir ($>50 \text{ m}$) with a small ratio between its width and length, as is the case of Aguamilpa Hydroelectric Dam, it can also be applied to similar reservoirs or on others whose mean depth is small compared with their horizontal dimensions, in which case, it is only necessary to change it to a model of flow in horizontal dimensions to calculate the hydrodynamics.

Without much difficulty other water quality parameters can also be incorporated to this model, for example nutrients, and use it to estimate the entrance concentrations of such parameters and maintain a given condition inside a water body.

Another characteristic of the model is that the stoichiometric constants, the light

saturation intensity, the light compensation intensity, and the phytoplanktonic maximum growth rate, were determined in the laboratory by experiments conducted with heterogeneous algal communities (mixed cultures) which are characteristic of eutrophied lakes and reservoirs.

1. INTRODUCCION

1.1 Antecedentes

El conjunto de características de un determinado tipo de agua, define su calidad. Estas características son de tipo físico u organoléptico, como la temperatura, el color, olor, sabor y la turbiedad; de tipo químico, como es su concentración de minerales y gases disueltos, y de tipo biológico como es su contenido de organismos vivos, desde bacterias y virus hasta plantas superiores y peces. Estos componentes no permanecen estáticos, sino que tienen una dinámica particular e interactúan de tal manera que favorecen el establecimiento de procesos físicos, químicos y biológicos que dan lugar a cambios en el comportamiento de esa calidad. La magnitud de tales cambios suele ser controlada de manera natural por mecanismos de autoregulación o recuperación que los mantienen dentro de ciertos ámbitos de variación que conocemos como equilibrio.

Sin embargo, este equilibrio puede ser alterado por factores naturales externos al cuerpo de agua en cuestión, como son erupciones volcánicas, terremotos o sequías, o, como ha sido el caso más frecuente, por las actividades humanas.

En el presente siglo hemos sido testigos de cambios cuya escala es impresionante; el incremento de la población y las normas de calidad de vida han aumentado la necesidad de

alimentos, energía, materias primas y otros recursos; al mismo tiempo, se ha incrementado la generación de residuos resultantes de las actividades humanas, que deben ser vertidos en el suelo, el agua y la atmósfera de manera tal que no alteren el equilibrio natural de estos sistemas; pero la urbanización acelerada ha provocado que la generación de residuos quede fuera de control, y que los ecosistemas en general, y en particular los acuáticos, en cuyos alrededores se han asentado los núcleos urbanos, se hallen bajo presión continua, y en muchos casos los daños ocasionados a estos sistemas, han rebasado su capacidad de recuperación.

Por fortuna, la humanidad ha tomado conciencia de los problemas que ha creado, y se ha avocado a cambiar su forma de comportamiento; de esta manera, en muchos países, incluyendo a México, se han ido cambiando los valores y las normas sociales de una aceptación tácita del crecimiento económico *per se*, a un interés más profundo por las implicaciones ecológicas y sociales de tal crecimiento. En la actualidad se habla de protección y conservación ecológica de los cuerpos de agua, y se han emitido leyes y normas, nacionales e internacionales, que regulan el uso de los recursos acuáticos y la disposición de los residuos generados.

Aún cuando esta actitud ha redundado en un uso más racional de los recursos hídricos, también ha venido a complicar los procesos de planeación y de toma de decisiones, que de por sí no son sencillos, en virtud de que deben tomarse en cuenta un número considerable de factores que influyen en los efectos que las actividades humanas ejercen sobre los procesos naturales de los ecosistemas acuáticos.

El análisis individual del comportamiento de estos factores, como ha sido práctica común, proporciona un conocimiento limitado de las variaciones en espacio y tiempo de la calidad del agua, de manera tal que cuando se realizan determinadas acciones para resolver problemas relacionados con el manejo y aprovechamiento del agua y las medidas para la prevención y control de su contaminación, la mayoría de las veces no se obtienen los beneficios esperados, y en el mejor de los casos, cuando sí se obtienen, no son de la magnitud y duración deseados, originándose en ocasiones, significativas pérdidas económicas por las inversiones realizadas,

que se ven incrementadas aún más al tener que mantener costos de operación inicialmente no considerados para sustentar una solución limitada al problema en cuestión.

Para hacer frente a estas complejidades, se han desarrollado nuevas disciplinas y herramientas de trabajo, entre las que destacan la Ingeniería Limnológica, disciplina que se encarga de integrar cuantitativamente los factores físicos, químicos y biológicos involucrados y sus interrelaciones en el comportamiento de la calidad del agua, y los modelos matemáticos de simulación, que han permitido evaluar las consecuencias de las diversas tomas de decisiones para el manejo de los recursos hídricos y de las estrategias para la legislación correspondiente; han hecho posible estimar los riesgos de los efectos adversos de la contaminación del agua y los costos económicos y sociales que surgen de ésta; han permitido predecir futuros fenómenos ambientales y desarrollar y optimar la tecnología y los sistemas para su control, y han proporcionado mayor conocimiento en los aspectos esenciales de los procesos y sus interrelaciones, que caracterizan a los sistemas acuáticos.

De aquí que exista una gran diversidad de modelos, como son determinísticos o estocásticos, lineales o no lineales, unidimensionales o multidimensionales, de parámetros distribuidos o concentrados, etc., lo que les confiere diversos grados de complejidad y precisión para simular la dinámica de la calidad del agua en los lagos y embalses.

Tales características hacen que los modelos respondan adecuadamente sólo para las condiciones establecidas para su uso en los cuerpos de agua para los cuales fueron formulados; por ejemplo, los modelos desarrollados para lagos y embalses situados en climas fríos o templados, no pueden aplicarse para aquellos localizados en climas cálidos o tropicales, ya que las condiciones climatológicas inciden sobre el comportamiento de las masas de agua, que a su vez afectan las características fisicoquímicas y biológicas; además, las variaciones en cuanto a morfología, tamaño y profundidad, por mencionar algunas, son también de importancia en el comportamiento de la calidad del agua en tales sistemas.

También resalta el hecho de que, aunque la mayoría de los modelos parten de lo mismo, no

sólo existen diferencias entre ellos en cuanto a su complejidad, sino además, controversias en cuanto a las expresiones matemáticas usadas para la descripción de los procesos ecológicos involucrados; esto es, existen modelos con diferente estructura para abordar un mismo problema.

Otro aspecto importante que debe señalarse, es el relativo a las dificultades, si no es que a la imposibilidad, de adaptar los modelos ya desarrollados para el estudio de casos diferentes para los cuales fueron formulados. Esta restricción se debe, principalmente, tanto a la gran cantidad de trabajo que implica su adaptación, como a la carencia de información de entrada que requieren para su uso.

Por todas estas razones, los modelos de calidad del agua deben estructurarse de acuerdo con la naturaleza de los problemas por resolver, y la selección de su complejidad se debe basar en el conocimiento disponible acerca de los procesos y relaciones fundamentales que intervienen, en los algoritmos y posibilidades computacionales para la solución numérica del modelo, en la disponibilidad de la información necesaria para el inicio del procedimiento de cálculo (condiciones iniciales y de frontera), y en las posibilidades reales para la calibración y verificación del modelo.

Aún con todas estas restricciones y dificultades para su aplicación, las técnicas de la modelación matemática para abordar los problemas de calidad del agua, han probado ser herramientas poderosas en el manejo de los recursos hídricos, puesto que, como instrumentos de predicción o de pronóstico, permiten la abstracción de las grandes complejidades de la dinámica de los cuerpos de agua y de la vida que soportan, lo que hace posible conocer con más precisión los efectos de las actividades humanas sobre tales sistemas, bajo condiciones aún no probadas.

En México, ha sido reciente el interés que se le ha dado al problema de la calidad del agua en los lagos y embalses, siendo numerosos los recursos humanos y económicos que se han destinado para el estudio de algunos cuerpos de agua de importancia para el país. Esto ha

resultado en un vasto conocimiento de todas sus características, que van desde sus antecedentes históricos hasta su comportamiento limnológico, lo cual, si bien ha permitido determinar cómo han evolucionado hasta sus condiciones actuales, no contribuye a pronosticar cuáles serán sus condiciones futuras. De aquí que el desarrollo de modelos matemáticos, aplicados a problemas de calidad del agua en los embalses, se hace imprescindible en México para estimar las consecuencias de las diversas tomas de decisiones en la administración de tales recursos hídricos.

1.2 Objetivos

El presente trabajo de tesis pretende ser una contribución al avance de esta disciplina en México y tiene como objetivo principal la elaboración de un modelo matemático para estudiar la evolución del oxígeno disuelto (OD) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en la presa hidroeléctrica Aguamilpa (PHA) en Tepic, Nayarit.

Para lo anterior, se fijaron los siguientes objetivos particulares:

- ◆ Elaborar un modelo sencillo, fácil de utilizar y con suficiente aproximación, desde el punto de vista práctico, para analizar la tendencia de las concentraciones, en el espacio y en el tiempo del OD y la DBO dentro del embalse.
- ◆ Conformar el modelo de manera de permitirle la incorporación de las ecuaciones que describen la cinética de otros parámetros de calidad del agua y de hacerle los cambios necesarios para estudiar la evolución del OD y la DBO en embalses diferentes al de Aguamilpa.

1.3 Alcances

Con el fin de delimitar las características del modelo se establecieron los siguientes alcances:

- ◆ El modelo que se plantea es explícito, en un esquema de diferencias finitas, constituido por las ecuaciones de transporte y cinéticas de los procesos de producción y decaimiento del oxígeno disuelto dentro del agua.
- ◆ En el modelo se considera como fuente de oxígeno disuelto el que se produce vía fotosíntesis, tomando en cuenta el efecto en su magnitud que produce la intensidad de la luz disponible dentro del agua; como sumidero, el de la demanda bioquímica de oxígeno, tanto de la que ingresa por los afluentes del embalse, como la que se le incorpora como detritus por la muerte del fitoplancton. En todos los procesos involucrados se consideran los efectos en su magnitud que pueda causar la temperatura.
- ◆ Las magnitudes de las constantes estequiométricas, las intensidades de saturación de la luz y de compensación y la tasa máxima de crecimiento fitoplanctónica, que se utilizan en el modelo, se tomaron de un trabajo experimental realizado con un cultivo algal mixto característico de un embalse mexicano.

Los elementos estructurales del modelo, sus atributos y aplicación al caso específico de la presa hidroeléctrica de Aguamilpa, se presentan de manera detallada en el desarrollo de este trabajo.

2. MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA

2.1 Modelos desarrollados en el lapso 1920-1978

El interés científico por predecir el efecto de las descargas de aguas residuales en los ríos, para resolver los problemas de contaminación, dio lugar a que, en los años veinte, se realizaran los primeros estudios tendientes a evaluar los impactos que tales aguas producían en las fuentes de abastecimiento.

Uno de los principales resultados de tales estudios, fue el clásico modelo de oxígeno disuelto, desarrollado por Streeter-Phelps en el año de 1925, para analizar la capacidad de autodepuración del río Ohio, en EEUU. Este trabajo pionero, le dio un sentido más racional al comportamiento del oxígeno disuelto en las corrientes, y aunque no incluyó los efectos de todas las variables que hoy se sabe intervienen en su dinámica, el modelo de Streeter-Phelps constituyó el punto de partida para la estructuración de los modelos de calidad del agua para ríos.

Dentro de los modelos desarrollados a partir del de Streeter-Phelps, pueden citarse el de R.V. Thomann^[1], quien en 1963 lo modificó para analizar el efecto de descargas múltiples en un estuario, considerando a éste como un canal estrecho de sección transversal variable; el modelo DOSAG desarrollado en 1970 por la Texas Water Development Board (TWDB)^[2]

de EEUU, el cual resolvió el problema del estado estacionario segmentando la corriente, dando con ello la flexibilidad para el uso de coeficientes de desoxigenación ya no constantes, sino variables.

Los modelos anteriores sufrieron modificaciones para permitir analizar diversos problemas; de esta manera, se estructuraron los modelos DOSAG-I, QUAL-I y QUAL-II⁽³⁾, que permitieron manejar las condiciones transitorias y las estacionarias, hacer ajustes por los efectos de la temperatura sobre los coeficientes cinéticos y evaluar el efecto de la carga de nutrientes sobre las fuentes de oxígeno en la corriente.

Los estudios posteriores estuvieron dirigidos a la incorporación de otras interacciones ecológicas, como fotosíntesis, productividad primaria, compuestos inorgánicos, nutrientes, microorganismos y sólidos disueltos.

Durante ese lapso (1925-1970) poco énfasis se le dió al problema de los lagos. Aunque los efectos que ejercen los escurrimientos de la cuenca de un lago sobre la calidad de su agua ya se conocían desde años atrás, en los estudios sobre estos cuerpos de agua, se les consideró como unidades aisladas, demarcadas por sus fronteras físicas.

Fue hasta 1968 en que Richard A. Vollenweider publicó el trabajo que se convirtió en el punto de partida de las investigaciones en el campo de la dinámica de los lagos^(3,4). En este estudio se presentaron múltiples evidencias y algunos modelos estadísticos, que demostraron la relación entre el estado trófico de un lago y las características de su cuenca, las cuales implícitamente reflejan el efecto y la magnitud de las actividades humanas sobre la calidad del agua de los lagos.

Los modelos desarrollados por Vollenweider únicamente se basaron en los efectos que causa el fósforo sobre los lagos, considerando a éstos como sistemas en estado estacionario, totalmente mezclados, de volumen constante y en los que las concentraciones de fósforo dentro del lago eran iguales a las del efluente⁽⁴⁾.

Algunas de las aplicaciones de estos modelos, han sido para evaluar los impactos de los usos recreativos y otras actividades humanas en la calidad de los lagos Freshwater y Blue Lagoon, en Queensland, Australia^[5] y modificaciones del mismo modelo aplicadas al control del fósforo en un sistema de lagos en Pennsylvania, EEUU^[6].

Otras modificaciones de importancia al modelo de Vollenweider, son las realizadas por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)^[7] de Perú, que relacionan la concentración de fósforo total en el lago con la profundidad promedio, la carga de fósforo y el tiempo de retención, para establecer los niveles tróficos o la evolución de la calidad del agua en lagos cálidos tropicales.

No obstante las simplificaciones y restricciones de tales modelos, éstos sentaron las bases para el desarrollo de modelos de calidad del agua para lagos, dándole énfasis a los aspectos ecológicos y menos importancia al comportamiento físico, como la circulación, el mezclado y la estratificación.

Otro de estos modelos unidimensionales es el modelo LAKECO, desarrollado en 1974 por el Hydrologic Engineering Center de EEUU para analizar la temperatura en sistemas multisegmentados; después, mediante la incorporación de mayor número de variables ecológicas se desarrollaron modelos como el MS CLEANER para el análisis de problemas tales como el enriquecimiento por nutrientes, contaminación térmica, flujo de sedimentos, embalsamientos y remoción de peces^[8].

La formulación de modelos con diferentes características, fue abundante en esta década^[3,9]; como ejemplos se pueden citar los modelos unidimensionales de temperatura que se han usado (y algunos aún se aplican) para simular las estratificaciones térmicas en lagos profundos (TVA y WRE, Inc.; MIT; Cornell Aeronautical Lab., todos de EEUU); los modelos unidimensionales de doble propósito para simular la temperatura y además otros constituyentes, como el WQRRS (Water Quality River Reservoirs Simulation) que se originó a partir del LAKECO; el de Baca y Arnett, que utiliza una técnica de elementos finitos para

la solución de las ecuaciones que gobiernan el modelo, incluyendo aquellas para el balance de la energía térmica; el modelo de Imberger *et al.*, que se basa en los principios de conservación de la energía, incluyendo la energía cinética producida por el viento, el cual se considera para lagos pequeños o medianos (< 10 km de largo) y simula las variaciones de temperatura y salinidad en sistemas unidimensionales estratificados; y el modelo de Stefan y Ford aplicado para simular la dinámica de la temperatura en lagos pequeños de la parte nort-central de EEUU. Este tipo de modelos se aplicaron en el Fontana Reservoir en Carolina del Norte, Hungry Horse Reservoir en Montana y el Rose Lake en Washington (todos en EEUU) y en el lago Päijänne en Finlandia.

Tiempo después, el interés por resolver los problemas de contaminación en los Grandes Lagos de EEUU y Canadá, dio origen al desarrollo de modelos en los que se consideran los fenómenos de circulación y mezclado, basados en las ecuaciones de movimiento en dos y tres dimensiones, incluyendo la influencia del viento. Los primeros modelos de este tipo fueron desarrollados por Simons y aplicados para el estudio de los lagos Ontario, en Canadá y Väner, en Suecia, y el de Snodgrass-O'Melia, que se aplicó para predecir las concentraciones promedio de fósforo en lagos con ámbitos amplios de tiempos de retención^[3,10].

En esa misma década de los setenta, la Environmental Protection Agency (EPA)^[9] de los EEUU, estableció el "Programa de Modelación de los Grandes Lagos", con aplicación de modelos (entre ellos el de Simons ya mencionado) que incluyen la recirculación de nutrientes, sedimentación del fitoplancton y de los nutrientes, y cargas de materiales, y la representación del cuerpo de agua por segmentos. Estos modelos se aplicaron a los lagos Ontario (calibración de la estructura de fitoplancton/nutrientes para el esquema de segmentación de tres capas), Hurón (esencialmente el mismo esquema pero con cinco capas) y Erie (modelo de eutroficación que incluye sistemas similares aplicados a cinco capas, pero que considera el proceso de abatimiento del oxígeno disuelto y la resultante regeneración de nutrientes.

Lo anterior marca el inicio de la modelación de la calidad del agua en los grandes lagos; esto, en conjunción con los avances logrados en el conocimiento tanto de los principales

componentes de los fenómenos de circulación, como de la cinética de los procesos químicos y biológicos básicos de los lagos, permitió formular modelos más precisos para el estudio de la calidad del agua en los lagos, como el modelo de Chen *et al.*, también estructurado para simular el comportamiento dinámico del lago Ontario, en el que se consideran diversas variables de estado, que van desde nutrientes hasta peces, manejando las tres dimensiones a partir de un modelo hidrodinámico discretizado en diferencias finitas, conceptualizando al lago como un sistema de 7 capas sobre la profundidad máxima e incluyendo más de 200 segmentos^[9].

Una característica de los modelos anteriores, es el enfoque con que fueron estructurados; unos con un enfoque ingenieril, y otros, más inclinados a los aspectos biológicos. Las dos líneas de los modelos ecológicos de calidad del agua unidimensionales desarrollados, dieron énfasis a dos consideraciones importantes y esenciales para la representación realista de un cuerpo de agua estratificado. El enfoque ingenieril del MIT, se concentraba más en el movimiento vertical y en la distribución de las variables de calidad del agua tradicionales, como OD, DBO, nutrientes, etc., y además tendían a considerar a los ecosistemas en un estado más agregado. La otra línea, tendía hacia una representación más rigurosa de los fenómenos biológicos, sacrificando en parte los aspectos hidrológicos e hidrodinámicos. Gradualmente, ambas líneas se han ido combinando para estructurar modelos más balanceados, lo que ha dado lugar a la siguiente generación de modelos, que se inicia en la década de los ochenta.

2.2 Modelos desarrollados en el lapso 1980-1990

En esta década la tecnología disponible permitió dar mayor rigurosidad a la reglamentación para la prevención y control de la contaminación del agua, llevando intrínseco un incremento en los costos para aplicar los programas correspondientes. Esto, aunado a la severidad de la legislación al respecto, marca la pauta para el desarrollo de modelos, ya no buscando su generalidad, sino su especificidad para abordar los problemas ambientales por resolver.

Los modelos más representativos de esta época son EXAMS II, WASTOX, WASP,

MINTEQ, MEXAMS, HSPF Y TOXIWASP, desarrollados por el Environmental Research Laboratory de la EPA⁽¹¹⁾, en Athens GA, EEUU para resolver problemas específicos.

El modelo EXAMS II (EXposure Analysis Modeling System) se diseñó para evaluar, en el estado estacionario, el comportamiento de sustancias químicas orgánicas en sistemas acuáticos. Su formulación se basa en el principio de conservación de masa, en el que se hacen intervenir la cantidad de sólidos dentro del agua, la biota, sustancias químicas tanto disueltas como adsorbidas, considerando al lago o a los elementos de volumen (si así se discretiza el lago) como sistemas totalmente mezclados, representando a la carga y salida de sustancias orgánicas en términos de flujos máxicos, y al intercambio de ellos entre la interfase agua-sedimento mediante procesos de difusión.

En lo que concierne a su estructura cinética, la degradación biológica de los compuestos orgánicos está expresada mediante una simplificación de la ecuación de Monod; también incluye a los procesos de volatilización, fotólisis e hidrólisis, expresados como reacciones de segundo orden.

El modelo HSPF (Hydrologic Simulation Program-Fortran) se diseñó para simular la hidrología de una cuenca y la calidad del agua receptora.

Este modelo se estructuró a partir del Programa de Simulación Hidrocomb (HSP) que incluye tres submodelos: uno para el manejo de escurrimientos agrícolas (Agriculture Runoff Management, ARM); otro para simular los escurrimientos de fuentes no puntuales (Non Point Source, NPS); y un tercero, constituido por una simplificación del modelo SERATRA, para simular el transporte de sedimentos, decaimiento de plaguicidas y evaluación de riesgos; es totalmente dinámico y puede simular el comportamiento químico a largo plazo; también puede simular algunos de los procesos que definen el comportamiento del agua en una cuenca hidrológica; por ejemplo, puede simular el comportamiento de los escurrimientos, considerando la infiltración del agua en el suelo y las características

climatológicas que la definen, incluyendo el efecto de la acumulación de nieve y los deshielos.

El modelo MINTEQ, es un modelo de equilibrio termodinámico que calcula la especiación acuosa, el equilibrio adsorción/desorción, y la masa de metal transferida dentro o fuera de la solución, como resultado de la disolución o precipitación de las fases sólidas. Este modelo fue desarrollado combinando dos modelos e incorporado al modelo MEXAMS (antecesor de EXAMS II) para evaluar las transformaciones de algunos metales tóxicos prioritarios en sistemas acuosos, y no incluye cálculos cinéticos ni de procesos de transporte.

Para la aplicación de este modelo únicamente es necesario proporcionarle la información de calidad del agua, ya que contiene algoritmos y la información necesaria, como las constantes de equilibrio, entalpías de reacción y otra información básica requerida para predecir la formación de cada especie o fase sólida, con base en cálculos termodinámicos; sin embargo, aunque la base de datos de este modelo es de las más documentadas, su uso se limita para estudios de carácter geoquímico, considerando que tanto las condiciones ambientales como las propiedades termodinámicas del cuerpo de agua, permanecen constantes y en equilibrio.

WASTOX es un modelo estructurado para simular el comportamiento de compuestos químicos tóxicos en los sedimentos y en la interfase agua-sedimentos. Utiliza cinéticas de segundo orden para la mayoría de las reacciones químicas orgánicas, excepto para la de ionización, e incluye algoritmos para calcular el transporte de agua por advección y difusión intersticial de la zona bentónica.

El modelo MEXAMS (Metal EXposure Analysis Modeling System) fue desarrollado en 1984; fue estructurado ligando parte de los modelos MINTEQ Y EXAMS, y tiene la posibilidad de usarse para evaluar el impacto de los metales tóxicos en sistemas acuáticos. El programa permite al usuario considerar la química de los complejos que afectan el comportamiento de los metales, conjuntamente con los procesos de transporte que afectan

su migración y destino; también puede calcular las concentraciones de las especies químicas en equilibrio. Para usar este programa, es necesario alimentarlo con gran cantidad de datos termodinámicos y de calidad del agua.

TOXIWASP es uno de los modelos dinámicos más recientes para estudiar el transporte y la transformación de sustancias tóxicas orgánicas y metales pesados en cuerpos de agua receptores. Fue desarrollado combinando la estructura de las ecuaciones de transporte del modelo WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) elaborado por Di Toro en 1982, con las de la cinética del modelo EXAMS, e incluye balance de masas para sólidos y sedimentos.

La estructura matemática de este modelo, se basa en el principio de conservación de masa y permite calcular el transporte de las sustancias químicas y sedimentos debido a los procesos de advección y difusión, considerando a los sedimentos como compuestos conservativos. Puede manejar descargas puntuales y difusas, y estimar las variaciones en el tiempo de la exposición a sustancias tóxicas que resultan de cargas discontinuas de tóxicos.

En lo que concierne a su estructura cinética, al igual que en los modelos anteriores, las tasas de reacción y transformación se basan en constantes de rapidez de pseudo-primer orden para los procesos de hidrólisis, oxidación, biodegradación, volatilización y fotólisis de un compuesto químico tóxico disuelto en el agua o adsorbido en los sedimentos.

WASP4 (1987)⁽¹²⁾, es una extensión de la serie de modelos WASP, constituido por un programa de modelación dinámica que puede usarse para analizar una variedad de problemas de calidad del agua en diversos cuerpos de agua.

Este modelo simula el transporte y la transformación de contaminantes convencionales y tóxicos en la columna de agua y el bentos de lagunas, corrientes, lagos, embalses, ríos, estuarios y aguas costeras. Cubre cuatro aspectos principales: hidrodinámico, transporte conservativo de masa, cinética de eutroficación-oxígeno disuelto y dinámica de

componentes tóxicos-sedimentos.

WASP4 contiene dos programas individuales: el hidrodinámico, DYNHYD4 que simula, con base en las ecuaciones unidimensionales de continuidad y momentum, el movimiento del agua, y el que utiliza los resultados del modelo DYNHYD4 para simular el movimiento y la interacción de los contaminantes dentro del agua. Este último programa contiene dos submodelos cinéticos para simular dos de las principales clases de problemas de calidad del agua: la contaminación convencional, en la que se incluyen los problemas del oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno, los de nutrientes y de eutroficación; y el problema de la contaminación por tóxicos, en los que se incluyen sustancias químicas orgánicas, metales pesados y sedimentos.

El acoplamiento de cualquiera de los submodelos arriba mencionados con el programa WASP4, da origen a los modelos EUTRO4 y TOXI4; el primero, es una versión simplificada del Modelo de Eutroficación Potomac (PEM), que puede usarse a varios niveles de complejidad para simular algunas o todas las interacciones entre los nutrientes, fitoplancton, material carbonoso y oxígeno disuelto en un sistema acuático. Los sistemas que considera EUTRO4, incluyen a la cinética del fitoplancton, los ciclos del nitrógeno y el fósforo, y el del balance de oxígeno disuelto.

Por su parte, el modelo TOXI4 puede simular, conjunta o independientemente, el transporte y la transformación de hasta tres compuestos químicos tóxicos, en sus fases líquidas o sólidas, incluyendo la posibilidad de transferencia entre ellas o de degradación por algún proceso biológico o químico, tales como adsorción, ionización, volatilización y oxidación química. Los procesos de adsorción e ionización, se manejan como reacciones en equilibrio; y todos los demás procesos, mediante ecuaciones de rapidez, usando constantes químicas específicas de primer o segundo orden y parámetros ambientales que pueden variar en el espacio y en el tiempo.

Del mismo modo que la mayoría de los modelos, el TOXI4 tiene sus limitaciones;

principalmente, en lo que concierne a las concentraciones químicas, las cuales deben ser cercanas a los niveles traza; esto es, concentraciones menores a 10^{-5} molar. En concentraciones mayores ya no es posible sostener las presunciones que hace el modelo de partición lineal y transformación, ya que la densidad química puede hacerse importante, particularmente cerca de la fuente, como en el caso de un derrame. Las grandes concentraciones, pueden afectar características ambientales claves, tales como pH o poblaciones bacterianas, alterando las tasas de transformación, y el modelo no incluye tales fenómenos de retroalimentación.

En la misma década, se desarrollaron modelos de calidad del agua de diversa índole para usos específicos, dentro de los cuales pueden citarse los siguientes:

- a) El modelo bidimensional determinístico, desarrollado por van Duin E.H.S. y Lijklema, H.⁽¹³⁾, quienes le acoplaron a los paquetes de computadora WAQUA y STRESS-2D, un modelo dinámico de crecimiento de algas y otro unidimensional, que considera el efecto de la intensidad luminosa sobre el crecimiento fitoplanctónico. Este modelo se usó para estudiar el Lago Maken, en los Países Bajos.
- b) El modelo dinámico SALMO, desarrollado por Recknagel *et al.*⁽¹⁴⁾, el cual permite simular las variables de estado dominantes en los ecosistemas de lagos y embalses. Este modelo se aplicó para controlar la eutroficación en el embalse Eibenstock en Alemania.
- c) El modelo de carga de fósforo, estructurado por Hart y Waller⁽¹⁵⁾ para evaluar el efecto de diversas opciones del manejo del fósforo, sobre la calidad del agua de un grupo de lagos en la cuenca del río Shubenacadie, Nueva Escocia, Canadá.
- d) El modelo LARM, formulado por Gordon, J.A.⁽¹⁶⁾ con base en la teoría del flujo y transporte de fluidos, al cual le acopló las ecuaciones de balance de calor para calcular los vectores resultantes de temperatura y velocidades de flujo. Este modelo se usó

para simular la hidrodinámica y las temperaturas en el lago Center-Hill en Tennessee, EEUU.

- e) Los modelos desarrollados por Bukata R.P. *et al.*^[17,18], para determinar el comportamiento de las concentraciones del fitoplancton y de los sólidos, tanto suspendidos como disueltos en el lago Ontario, en relación con la cantidad e intensidad de la luz disponible y las propiedades ópticas del agua.
- f) El modelo dinámico unidimensional MINLAKE, de Riley y Stefan^[19,20] para simular las condiciones transitorias de la calidad del agua en lagos, diseñado principalmente para estudios de eutroficación y estrategias de control. Este modelo pretende simular los cambios continuos en la estratificación y la calidad del agua en respuesta al clima, influentes y efluentes, procesos de intercambio en la interfase de los sedimentos y dentro del agua. Los parámetros de calidad modelados incluyen temperatura, tres tipos de algas (expresadas como clorofila a), varias formas de fósforo y nitrógeno, detritus, zooplancton, sedimentos suspendidos inorgánicos y oxígeno disuelto. El modelo simula cada parámetro como función de la profundidad en intervalos de un día.
- g) El modelo bidimensional en diferencias finitas CE-QUAL-W2, desarrollado por Martin, J.L.^[21,22], para estudiar las variaciones en la calidad del agua en el Lago DeGray, en Arkansas, EEUU. Este modelo permitió estudiar el lago mencionado durante todo su ciclo de estratificación. Las mediciones de las concentraciones de hierro, nutrientes y oxígeno disuelto en el perfil, fueron muy similares a las obtenidas mediante la simulación.
- h) El modelo construido por Brinkman, *et al.*^[23], quienes integraron los submodelos ABOPOL, DELWAQ y BLOOM II, para estudiar el efecto de la diversas políticas de manejo sobre la calidad del agua en la provincia de Friesland, Países Bajos; el submodelo ABOPOL simula la infraestructura física del sistema de administración del

agua; el submodelo DELWAQ calcula el comportamiento de los constituyentes del agua; y el submodelo BLOOM II, calcula la masa de fitoplancton basado en la producción, mortandad y estequiometría del sistema.

- h) Los modelos estructurados por Fukushima y Muraoka^[24,25], para predecir las variaciones de la calidad del agua en lagos someros eutrofizados. Estos modelos pueden usarse por separado o acoplados; requieren de información básica, como las dimensiones del cuerpo de agua, las áreas del parteaguas clasificadas por usos del suelo, y las condiciones meteorológicas del lugar. El modelo acoplado considera aspectos fundamentales tales como las relaciones entre la información de la cuenca a la que pertenece el lago y la concentración de nutrientes; las relaciones entre la concentración de los nutrientes en el lago con las correspondientes de clorofila y demanda química de oxígeno originada por la producción de fitoplancton, y las características de las variaciones de la calidad del agua del lago. Las predicciones obtenidas con el modelo, se contrastaron con las mediciones realizadas en 90 lagos oligo-hipertróficos de Japón, dando resultados aceptables.
- i) Los modelos de Nagy y Butters^[26], desarrollados para predecir la respuesta del lago Burley Griffin, en Australia, a las medidas de control de la eutrofización. Con estos modelos se demostró que reduciendo el aporte de fósforo en la descarga principal del lago, se podía reducir considerablemente el crecimiento de algas en el cuerpo de agua, aspecto considerado, en este caso, como medida para controlar el problema de la eutrofización.
- j) Los modelos desarrollados por Weilenmann, *et al.*^[7] para determinar la velocidad de sedimentación y distribución de partículas en la columna de agua. Estos modelos los aplicaron a los lagos Zürich y Sempach para conocer la influencia de los iones de calcio y de la materia orgánica disuelta sobre el comportamiento de la coagulación natural en los lagos. Concluyen que los iones de calcio actúan como agentes desestabilizantes y mejoran la coagulación natural, mientras que la materia orgánica

disuelta estabiliza las partículas y retarda la coagulación.

- k) El modelo dinámico unidimensional CHEMSEE, estructurado por Johnson C.A., *et al.*^[7], para simular los procesos que controlan el ciclo del manganeso durante los periodos de anoxia del lago Greifensee, en Suiza. Utilizando parámetros tales como el Mn(II), Mn particulado y las concentraciones de oxígeno, simularon el flujo del Mn(II) del sedimento y su oxidación, y la remoción del manganeso particulado de la columna de agua. Estos investigadores concluyen que es preponderante determinar con precisión las leyes de velocidad de los procesos importantes y sus relaciones con el contenido de oxígeno de las aguas.

2.3 Desarrollo de modelos en México

En este sentido, aunque en los años setenta se realizan los primeros intentos para modelar el comportamiento de los lagos mexicanos, el desarrollo de los modelos de calidad del agua para lagos, aún es muy reducido. El primer intento por describir la calidad del agua de una manera dinámica, lo realizó Banks en 1974^[27], quien estructuró un modelo para analizar el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y del oxígeno disuelto (OD) en ríos y lagos. Este modelo lo usó para describir el comportamiento de la DBO y el OD en el lago de Chapala, usando un enfoque de celdillas de mezclado y la teoría del flujo potencial, con el que maneja el problema de una manera cuasi-bidimensional.

Posteriormente, usando un enfoque similar al de Banks y los algoritmos de Runge Kutta para la solución numérica de las ecuaciones, investigadores del Instituto de Ingeniería de la UNAM, en 1982^[28], elaboraron un modelo matemático para simular la evolución de la demanda química de oxígeno y del oxígeno disuelto, en el Lago de Regulación Horaria, que forma parte del sistema hidráulico del Lago de Texcoco. Los resultados mostraron que, durante el periodo de estiaje, es posible tratar las aguas residuales que ingresan al sistema de regulación, operándolo bajo las condiciones que rigen a las lagunas de oxidación facultativas.

Dos años después, Simons⁽²⁹⁾ estructuró un modelo hidrodinámico para el Lago de Chapala, con el propósito de evaluar los efectos sobre el patrón de flujo e inferir los cambios y la distribución de la calidad del agua que en ese lago pudieran provocar las extracciones de agua requeridas para el abastecimiento. En este modelo se hicieron intervenir, además de la magnitud y ubicación de las extracciones de agua en el lago, la velocidad, dirección y frecuencia con que soplan los vientos.

En 1984, también en el Instituto de Ingeniería⁽³⁰⁾, se formula un modelo hidrobiológico bidimensional, en el que se acoplan las ecuaciones hidrodinámicas con las de la cinética que describen a la demanda bioquímica de oxígeno, a la producción de oxígeno fotosintético, a la dinámica de la producción y consumo de dióxido de carbono, a la del crecimiento del zooplancton y a la depredación del fitoplancton por estos organismos. Este modelo, tomando de la literatura valores para los parámetros cinéticos, y usando condiciones iniciales y de frontera de un caso típico, se aplicó para simular la evolución de la calidad del agua en un embalse hipotético. Los resultados fueron cualitativamente aceptables.

Este mismo modelo, modificándole el esquema de solución numérica y asignando valores particulares a los coeficientes cinéticos, en 1988⁽³¹⁾ se utilizó para simular el comportamiento de las comunidades biológicas en el lago de Pátzcuaro, en términos del aporte de material orgánico al lago y de la consecuente formación del bióxido de carbono.

Más adelante, en 1990⁽³²⁾, con base en la relación cinética de primer orden desarrollada por Michaelis-Menten, para los efectos de las condiciones limitantes, se estructuró un modelo al que se le incorporó una función que toma en cuenta el efecto de la variabilidad de la radiación solar sobre la producción de oxígeno fotosintético en la columna de agua. Las respuestas obtenidas de las simulaciones realizadas, tomando de la literatura los valores para las constantes cinéticas y parámetros involucrados, fueron acordes con la teoría, tanto de los procesos de transmisión de la luz en el agua y producción fotosintética de oxígeno, como de las interrelaciones entre otros procesos. Aun cuando el modelo es sencillo, por el número de factores físicos y biológicos que se hacen intervenir, constituye una base firme que permite

la adición de más variables, tales como la temperatura y los nutrientes, de los que se sabe están relacionados con el comportamiento de la calidad del agua en los embalses.

En el mismo año, San Román^[33] desarrolla un modelo matemático de dos capas para estimar la eutroficación de cuerpos de agua cálidos (específicamente presas), el cual resuelve las ecuaciones de conservación de masa para las cuatro variables de estado consideradas (fitoplancton, zooplancton, ortofosfatos y fósforo total), y al que se le incorporan los efectos de la insolación y la temperatura, y de una distribución de velocidades parabólica para las salidas. Para la solución de las ecuaciones se requieren los datos sobre geometría básica de la presa, insolación, aportes y pérdidas de volúmenes de agua y concentración de nutrientes. Los resultados de las simulaciones realizadas en la computadora, fueron cualitativamente correctos; sin embargo, no fué posible llevar a cabo la calibración del modelo debido a que existen pocos datos disponibles relativos al zooplancton y a las constantes biológicas contenidas en el modelo.

Como puede notarse, existe hasta ahora un gran avance en la formulación de los modelos para simular la dinámica de la calidad del agua en cuerpos de agua superficiales, como son ríos, lagos, presas y estuarios, y en los algoritmos para las soluciones numéricas. Sin embargo, el alto grado de complejidad de la estructura y dinámica de tales sistemas acuáticos, aunado a su carácter estocástico natural, ha impedido la formulación de un modelo dinámico completo de aplicación general. Esto es especialmente cierto en el caso específico de los lagos y embalses, cuya dinámica es sumamente compleja, en virtud de que estos sistemas, por ser abiertos, intercambian constantemente masa y energía con su entorno.

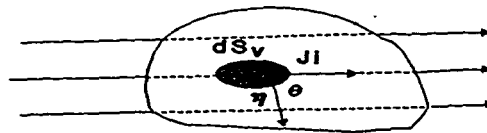
En este sentido, la experiencia ha mostrado que es más conveniente la formulación de submodelos en términos de los factores básicos de los principales procesos limnológicos, estructurados de tal manera, que conduzcan a un mejor entendimiento de tales procesos y permitan la cuantificación de los parámetros involucrados, con lo que se logra avanzar realmente en la estructuración de modelos más completos.

3. CONFORMACION DE LOS MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA

En general la estructura de los modelos de calidad del agua para lagos y embalses, se basa en la integración de la ecuación de continuidad para cualquier componente i , abiótico o biótico a través del cuerpo de agua.

Cómo se obtiene la ecuación de continuidad para el componente i , se puede encontrar en cualquiera de las referencias 34, 35, 36, 37, 38, por lo que aquí solamente se plantea en forma resumida.

La ecuación de continuidad es el resultado de hacer, en cualquier volumen de control, un balance de masa del componente i , teniendo en cuenta el principio de conservación de masa. Para esto, considérese cualquier componente i del sistema que fluye a través de un volumen de control V cuya superficie es S_v , como se ilustra en la siguiente figura:



El principio de balance de masa establece que la

$$\begin{aligned}
 \left[\begin{array}{l} \text{Tasa de acumulación} \\ \text{del componente } i \\ \text{dentro del volumen} \\ \text{de control} \end{array} \right] &= \left[\begin{array}{l} \text{Tasa a la que entra} \\ \text{el componente } i \text{ a} \\ \text{través de las fronteras} \\ \text{del volumen de control} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Tasa a la que sale} \\ \text{el componente } i \text{ a} \\ \text{través de las fronteras} \\ \text{del volumen de control} \end{array} \right] \\
 &+ \left[\begin{array}{l} \text{Tasa a la que cambia el} \\ \text{componente } i \text{ debido a} \\ \text{reacciones químicas y/o} \\ \text{bioquímicas dentro del} \\ \text{volumen de control} \end{array} \right]
 \end{aligned} \tag{3.1}$$

Considerando los cambios en la cantidad total de i dentro de V durante un tiempo $\Delta t = t_2 - t_1$, al tiempo $t = t_1$, la cantidad de i en el volumen de control esta dada por

$$\text{masa de } i \text{ dentro de } V|_{t=t_1} = \int_V C_i dV |_{t=t_1} \tag{3.2}$$

donde C_i , es la concentración másica de i , y es función tanto de la posición como del tiempo. De manera similar para el tiempo $t = t_2$, se tiene

$$\text{masa de } i \text{ dentro de } V|_{t=t_2} = \int_V C_i dV |_{t=t_2} \tag{3.3}$$

por lo tanto, la tasa de acumulación de i dentro de V es:

$$\text{tasa neta de acumulación de } i \text{ dentro de } V = \frac{\int_V C_i dV |_{t=t_2} - \int_V C_i dV |_{t=t_1}}{\Delta t} \tag{3.4}$$

Por otro lado, la cantidad i que entra o sale del volumen de control, queda determinada por

la distribución de la masa que pasa a través del volumen, por unidades de área y tiempo, esto es:

$$\text{tasa neta de flujo en el volumen de control} = \oint_{S_v} J_i \cdot n \, dS_v \quad (3.5)$$

donde n es un vector unitario normal a S_v , dirigido hacia el exterior de la superficie.

Los cambios de i dentro de V debidos a las reacciones, son función de las concentraciones de i y varían tanto en el espacio como en el tiempo; entonces,

$$\text{tasa de cambio de } i \text{ dentro de } V \text{ debido a reacciones} = \int_V r_i \, dV \quad (3.6)$$

Combinando las ecuaciones anteriores y tomando el límite $\Delta t \rightarrow 0$ se obtiene

$$\frac{\partial}{\partial t} \left[\int_V C_i \, dV \right] = - \oint_{S_v} J_i \cdot n \, dS_v + \int_V r_i \, dV \quad (3.7)$$

que es la forma integral de la ecuación de continuidad. Esta ecuación es independiente de los mecanismos de reacción o de flujo, y es válida para cualquier volumen de control.

Si la concentración de i no es homogénea dentro de V , C_i varía en el espacio y tiempo. En este caso es necesario aplicar la ecuación de continuidad a un punto dentro del sistema, e integrar la ecuación diferencial parcial resultante. Para esto, es necesario hacerle cambios a la ecuación (3.7). Primero, la integral de superficie, debe representarse como una de volumen; esto puede realizarse usando el teorema de Gauss, el cual establece que

$$\oint_{S_v} J_i \cdot n \, dS_v = \int_V \nabla \cdot J_i \, dV \quad (3.8)$$

donde ∇ , es el operador nabla, que en coordenadas rectangulares se define como

$$\nabla = i_x \frac{\partial}{\partial x} + i_y \frac{\partial}{\partial y} + i_z \frac{\partial}{\partial z}$$

donde i_x , i_y e i_z , son vectores unitarios en las direcciones x , y y z . También es necesario cambiar en la ecuación (3.7), el orden de integración y diferenciación; esto se puede hacer usando la ecuación de Leibnitz,

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V C_i dV = \int_V \frac{\partial C_i}{\partial t} dV \quad (3.9)$$

Sustituyendo las ecuaciones (3.8) y (3.9) en la ecuación (3.7) e igualando a cero, se obtiene

$$\int_V \left[\frac{\partial C_i}{\partial t} + \nabla \cdot J_i - r_i \right] dV = 0 \quad (3.10)$$

y dado que la ecuación es válida para cualquier volumen de control, la ecuación anterior puede escribirse como

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = - \nabla \cdot J_i + r_i \quad (3.11)$$

que es la forma puntual de la ecuación de continuidad.

En la ecuación anterior, las literales tienen el siguiente significado:

$$J_i = - (D_i + E_D) \nabla C_i + V C_i$$

$$\nabla C_i = i_x \frac{\partial C_i}{\partial x} + i_y \frac{\partial C_i}{\partial y} + i_z \frac{\partial C_i}{\partial z}$$

$$VCi = i_x V_x Ci + i_y V_y Ci + i_z V_z Ci$$

- D_i y E_D coeficientes de difusión y dispersión, respectivamente
- V vector de velocidad cuyos componentes son $i_x, V_x, i_y, V_y, i_z, V_z$
- Ji vector cuya magnitud representa la masa de i por unidad de área y por unidad de tiempo que pasa a través de una superficie diferencial normal a la dirección del flujo y en dirección paralela a la de éste
- ri cambios que se producen de la sustancia i debido a reacciones químicas o bioquímicas.

El desarrollo de la ecuación (3.11), da lugar a la ecuación general que describe los cambios de la sustancia i en el tiempo y en el espacio:

$$\begin{aligned} \frac{\partial Ci}{\partial t} - \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial Ci}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial Ci}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial Ci}{\partial z} \right) \right] + \\ + V_x \frac{\partial Ci}{\partial x} + V_y \frac{\partial Ci}{\partial y} + V_z \frac{\partial Ci}{\partial z} = ri \end{aligned} \quad (3.12)$$

donde el primer término de la ecuación, representa el cambio local de la concentración del componente i ; y los términos restantes del lado izquierdo, corresponden a los cambios de i debido a la dispersión (términos dentro del paréntesis rectangular) y advección; el término de la derecha (ri), representa las ecuaciones cinéticas que describen la dinámica de las fuentes y sumideros del componente i , y los términos V_x, V_y y V_z son vectores que definen el campo de velocidades dentro del cuerpo de agua.

Para resolver numéricamente la ec (3.12), es necesario conocer los procesos hidrofísicos en los lagos y embalses, aspecto importante para el entendimiento de los procesos ecológicos

representados por el término *ri*; particularmente, en lo que concierne al transporte de los diversos materiales tales como los nutrientes necesarios para los organismos acuáticos o contaminantes; y a la distribución de los parámetros de calidad del agua, como pueden ser el oxígeno disuelto (*OD*), potencial de hidrógeno (*pH*), demanda bioquímica de oxígeno (*DBO*), etc..

La solución numérica de la ec (3.12) aún no ha sido posible en su totalidad, debido a la complejidad por describir enteramente el comportamiento físico y bioquímico de los lagos; por lo que los modelos actuales, han sido formulados introduciendo simplificaciones a tal ecuación, según los objetivos y necesidades de uso del modelo para cada caso en particular; así, la ec (3.12), puede reducirse a un modelo unidimensional del tipo de Streeter-Phelps para simular el comportamiento de algún contaminante en la dirección vertical o longitudinal de los cuerpos de agua; sin embargo, aunque el análisis del comportamiento de los lagos en esas direcciones es muy importante desde el punto de vista ecológico, los modelos unidimensionales no pueden simular, en el plano horizontal, el efecto que produce el viento sobre las corrientes, ni los efectos de la rotación de la tierra o los desplazamientos de los contaminantes en ambos sentidos de la dirección vertical, aspectos que en algunos casos deben considerarse^[39].

Cualquiera que sea el caso, para simular la calidad del agua en los embalses, además de las componentes biológicas o químicas contenidas en el término *ri* de la ec (3.12), es necesario conocer las características de circulación del agua dentro de ellos.

Lo anterior, normalmente se logra aislando las componentes físicas (aquellas que determinan la hidrodinámica del cuerpo de agua) de las ecuaciones cinéticas que representan a las fuentes o sumideros del o de los parámetros de calidad del agua por considerar, dando lugar a un modelo hidrodinámico y a tantas ecuaciones cinéticas acopladas a él como parámetros de calidad considerados.

3.1 Modelo de Oxígeno Disuelto

La importancia del oxígeno disuelto (*OD*) en los lagos, radica en que constituye uno de los principales índices del estado de salud de esos cuerpos de agua, debido a su relación con los procesos de descomposición de los contaminantes y de asimilación de nutrientes; por esto, la mayoría de los modelos ecológicos para estudio y solución de problemas de eutroficación, están basados en modelos de *OD*.

En los cuerpos de agua naturales y artificiales, los cambios en la composición y concentración de los materiales resultan del transporte de masa causado por la advección y dispersión de tales materiales a través de las fronteras del sistema, o puede ser el resultado de las reacciones químicas o bioquímicas de los procesos biológicos que ocurren dentro del cuerpo de agua.

En la mayoría de los casos reales, tanto los cambios debidos al transporte como los de reacción son importantes; esto es, importa conocer tanto la magnitud del cambio, como la rapidez con que este ocurre; por esto, para el análisis cuantitativo de la dinámica del *OD*, se tienen que desarrollar las relaciones entre los mecanismos de transporte y de reacción (ecuaciones cinéticas) de cada uno de los procesos biológicos que se hagan intervenir; y luego mediante un balance de masas, obtener las ecuaciones para calcular el cambio neto de *OD* en cualquier volumen de control, bien sea de un lago, una presa, etc.

3.1.1 Estructura de las ecuaciones cinéticas del modelo de OD

Para formular las ecuaciones de la dinámica de los procesos en un cuerpo de agua, deben tenerse en cuenta diversos aspectos, tales como las características ecológicas del cuerpo de agua, la obtención de información para las variables y constantes cinéticas involucradas, y las posibilidades de calibración y validación del modelo.

De acuerdo con lo anterior y tomando en cuenta que, para el caso que se estudia, los nutrientes no serán un factor limitante y que la oxigenación por reareación puede ignorarse

(véase el anexo), la ecuación cinética que describe el cambio de la concentración del *OD* en el tiempo es:

$$\frac{\partial OD}{\partial t} = \alpha (G_p - D_p) P - k_1 DBO \quad (3.13)$$

donde

OD oxígeno disuelto, g/m³

P densidad fitoplanctónica, No/m³

t tiempo, d

α constante estequiométrica, *OD* producido/No. de organismos

G_p tasa específica de crecimiento fitoplanctónica, d⁻¹

D_p tasa específica de mortandad fitoplanctónica, d⁻¹

k₁ tasa de decaimiento de la *DBO*, d⁻¹

DBO Demanda Bioquímica de Oxígeno del agua dentro del embalse, g/m³

Por otro lado, cada una de las fuentes y sumideros del *OD* contenidos en la ecuación anterior (términos del lado derecho), deben estar constituidas por relaciones cinéticas que representen a los procesos involucrados.

La relación entre el crecimiento y mortandad fitoplanctónicos con el oxígeno disuelto, representada por el primer término de la derecha en la ecuación (3.13) es particularmente de interés porque además de influir en el balance de oxígeno disuelto, constituye el principal sumidero de nutrientes y de producción de *DBO* dentro del embalse.

La ecuación en la que se basa la relación entre las rapidezces de crecimiento y de mortandad fitoplanctónica es:

$$\frac{\partial P}{\partial t} = (G_p - D_p) P \quad (3.14)$$

En la ecuación anterior, (G_p) es considerado conforme a la relación cinética de primer orden desarrollada por Michaelis-Menten, cuya magnitud depende de la intensidad de la luz y la temperatura:

$$G_p = C_m \cdot F(I)_{(z)} \cdot F(T)_{(z)} \quad (3.15)$$

donde

C_m tasa máxima de crecimiento, (d^{-1})

$F(I)_{(z)}$ coeficiente que modifica a C_m debido a la intensidad de la luz disponible en la columna de agua, adimensional

$F(T)_{(z)}$ coeficiente que modifica a C_m por los efectos de la temperatura en la columna de agua, adimensional.

La ecuación (3.13), también implica una ecuación cinética para los cambios de la *DBO*, representados por el segundo término de la ecuación; tal ecuación es:

$$\frac{\partial DBO}{\partial t} = - (k_1 DBO) F_1(T)_{(z)} + (\alpha_1 D_p P) F(T)_{(z)} \quad (3.16)$$

donde

α_1 constante estequiométrica, *DBO*/No. organismos

$F_1(T)_{(z)}$ coeficiente que modifica a k_1 por efecto de la temperatura.

Más adelante se expone la forma de los coeficientes $F(I)_{(z)}$, $F(T)_{(z)}$ y $F_1(T)_{(z)}$.

3.2 Ecuaciones de continuidad

Como ha quedado establecido, al principio de este capítulo, las ecuaciones de continuidad se obtienen de los balances de masa; así, de acuerdo con los esquemas y nomenclatura de la Figura 3.1, resulta el siguiente conjunto de ecuaciones de continuidad para la *DBO* y el *OD*, válidas para cualquier celda i de cualquier elemento I :

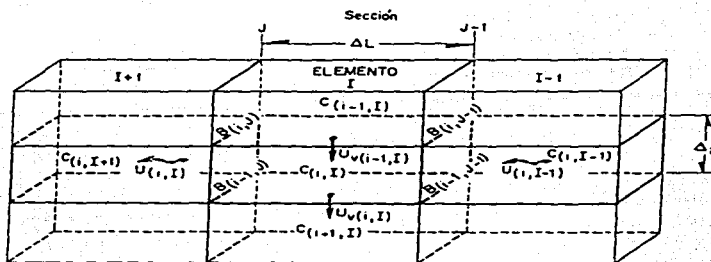
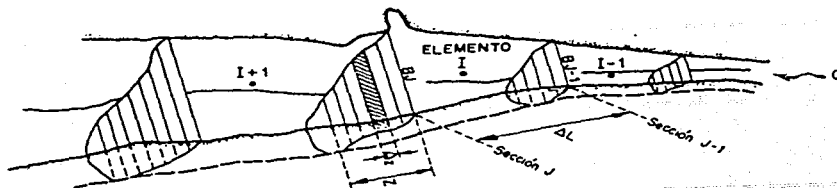


Figura 3.1 Esquema conceptual utilizado para el planteamiento de las ecuaciones de continuidad

◆ Para el OD

$$\begin{aligned}
 & \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{(i,I-1)}^{(t)} OD_{(i,I-1)}^{(t)} - \bar{B}_{(i,J)} U_{(i,I)}^{(t)} OD_{(i,I)}^{(t)} \right] \Delta Z \Delta t \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{v_{(i-1,I)}}^{(t)} OD_{(i-1,I)}^{(t)} - \bar{B}_{(i-1,J-1)} U_{v_{(i,I)}}^{(t)} OD_{(i,I)}^{(t)} \right] \Delta L \Delta t \\
 & + \left[\alpha (C_m F(I)_{(z)} - D_p) F(T)_{(z)} P_{(i,I)}^{(t)} - k_1 DBO_{(i,I)}^{(t)} F_1(T)_{(z)} \right] V_{(i,I)} \Delta t \\
 & = \left[OD_{(i,I)}^{(t+1)} - OD_{(i,I)}^{(t)} \right] V_{(i,I)}
 \end{aligned} \tag{3.17}$$

◆ Para la DBO

$$\begin{aligned}
 & \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{(i,t-1)}^{(i)} DBO_{(i,t-1)}^{(i)} - \bar{B}_{(i,J)} U_{(i,t)}^{(i)} DBO_{(i,t)}^{(i)} \right] \Delta Z \Delta t \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{v_{(i-1,t)}}^{(i)} DBO_{(i-1,t)}^{(i)} - \bar{B}_{v_{(i-1,J-1)}} U_{v_{(i,t)}}^{(i)} DBO_{(i,t)}^{(i)} \right] \Delta L \Delta t \\
 & + \left[-k_1 DBO_{(i,t)}^{(i)} F_1(T)_{(z)} + \alpha_1 \left(D_p F(T)_{(z)} P_{(i,t)}^{(i)} \right) \right] \forall_{(i,t)} \Delta t \\
 & = \left[DBO_{(i,t)}^{(i+1)} - DBO_{(i,t)}^{(i)} \right] \forall_{(i,t)}
 \end{aligned} \tag{3.18}$$

Ahora, resolviendo las ecuaciones (3.17) y (3.18) para el tiempo $t+1$, se obtiene:

$$\begin{aligned}
 OD_{(i,t)}^{(i+1)} &= OD_{(i,t)}^{(i)} + \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{(i,t-1)}^{(i)} OD_{(i,t-1)}^{(i)} - \bar{B}_{(i,J)} U_{(i,t)}^{(i)} OD_{(i,t)}^{(i)} \right] \frac{\Delta Z \Delta t}{\forall_{(i,t)}} \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{v_{(i-1,t)}}^{(i)} OD_{(i-1,t)}^{(i)} - \bar{B}_{v_{(i-1,J-1)}} U_{v_{(i,t)}}^{(i)} OD_{(i,t)}^{(i)} \right] \frac{\Delta L \Delta t}{\forall_{(i,t)}} \\
 & + \left[\alpha \left(C_m F(I)_{(z)} - D_p \right) F(T)_{(z)} P_{(i,t)}^{(i)} - k_1 DBO_{(i,t)}^{(i)} F_1(T)_{(z)} \right] \Delta t
 \end{aligned} \tag{3.19}$$

$$\begin{aligned}
 DBO_{(i,t)}^{(i+1)} &= DBO_{(i,t)}^{(i)} + \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{(i,t-1)}^{(i)} DBO_{(i,t-1)}^{(i)} - \bar{B}_{(i,J)} U_{(i,t)}^{(i)} DBO_{(i,t)}^{(i)} \right] \frac{\Delta Z \Delta t}{\forall_{(i,t)}} \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,J-1)} U_{v_{(i-1,t)}}^{(i)} DBO_{(i-1,t)}^{(i)} - \bar{B}_{v_{(i-1,J-1)}} U_{v_{(i,t)}}^{(i)} DBO_{(i,t)}^{(i)} \right] \frac{\Delta L \Delta t}{\forall_{(i,t)}} \\
 & + \left[k_1 DBO_{(i,t)}^{(i)} F_1(T)_{(z)} + \alpha_1 \left(D_p F(T)_{(z)} P_{(i,t)}^{(i)} \right) \right] \Delta t
 \end{aligned} \tag{3.20}$$

En las ecuaciones anteriores, es necesario reemplazar los términos que representan los cambios por reacción (último término del lado derecho), por las ecuaciones que producen dichos cambios en cada intervalo de tiempo Δt . Así, si se define a los términos de reacción como A y B en las ecuaciones (3.19) y (3.20) respectivamente, y si además se considera que se trata de reacciones cinéticas de primer orden, para la ecuación (3.19) se tiene:

$$A = \alpha \left\{ P_{(i,t)}^{(o)} \exp (C_m F(T)_{(z)} \Delta t) - P_{(i,t)}^{(o)} [1 - \exp (- D_p F(T)_{(z)} \Delta t)] \right\} - DBO_{(i,t)}^{(o)} [1 - \exp (- k_1 F_1(T)_{(z)} \Delta t)] \quad (3.21)$$

y para la ecuación (3.20):

$$B = -DBO_{(i,t)}^{(o)} [1 - \exp (-k_1 F_1(T)_{(z)} \Delta t)] + \alpha_1 \left\{ P_{(i)}^{(o)} [1 - \exp(- D_p F(T)_{(z)} \Delta t)] \right\} \quad (3.22)$$

Sustituyendo, respectivamente, las ecuaciones (3.21) y (3.22) por los términos de reacción en las ecuaciones (3.19) y (3.20), se tendrá un sistema que permite conocer la evolución del oxígeno disuelto y de la demanda química de oxígeno en el embalse.

Las ecuaciones (3.17) a (3.20) se cumplen para cualquier celda i en la que se tengan dos aportaciones y dos extracciones de agua. Para el caso de una celda i , en la que se tengan tres aportaciones y dos salidas, como es el caso donde confluyen dos corrientes, las ecuaciones de continuidad son algo diferentes. Para este caso, las ecuaciones de continuidad, según el esquema y nomenclatura de la Figura (3.2), son:

◆ Para el OD

$$\begin{aligned}
 & \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{(i,t-1)}^{(n)} OD_{(i,t-1)}^{(n)} + \bar{B}_{(i,j)} U_{(i,t-1)}^{(n)} OD_{(i,t-1)}^{(n)} \right] \Delta Z \Delta t \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{v(i-1,t)}^{(n)} OD_{(i-1,t)}^{(n)} - \bar{B}_{(i-1,j-1)} U_{v(i,t)}^{(n)} OD_{(i,t)}^{(n)} \right] \Delta L \Delta t \\
 & - \left[U_{h(i,t)}^{(n)} OD_{(i,t)}^{(n)} \right] \Delta L \Delta Z \Delta t \tag{3.23} \\
 & + \left[\alpha (C_m F_1(T)_{(z)} - D_p) F_1(T)_{(z)} P_{(i,t)}^{(n)} - k_1 DBO_{(i,t)}^{(n)} F_1(T)_{(z)} \right] V_{(i,t)} \Delta t \\
 & = \left[OD_{(i,t)}^{(n+1)} - OD_{(i,t)}^{(n)} \right] V_{(i,t)}
 \end{aligned}$$

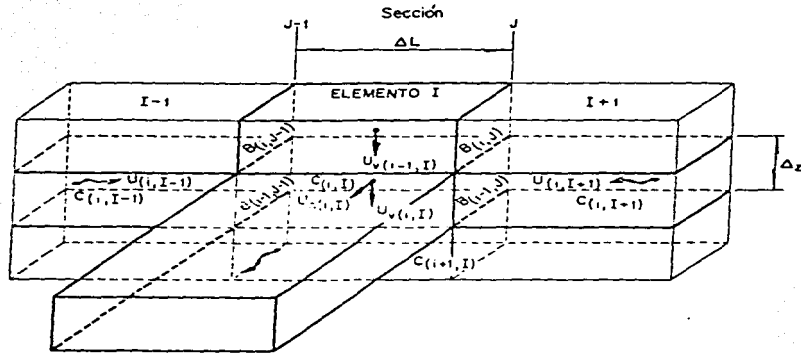


Figura 3.2 Esquema conceptual utilizado para el planteamiento de las ecuaciones de continuidad donde confluyen dos corrientes.

◆ Para la DBO

$$\begin{aligned}
 & \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{(i,j-1)}^{(t)} DBO_{(i,j-1)}^{(t)} + \bar{B}_{(i,j)} U_{(i,j-1)}^{(t)} DBO_{(i,j-1)}^{(t)} \right] \Delta Z \Delta t \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{v_{(i-1,n)}^{(t)}} DBO_{(i-1,n)}^{(t)} - \bar{B}_{(i-1,j-1)} U_{v_{(i,n)}^{(t)}} DBO_{(i,n)}^{(t)} \right] \Delta L \Delta t \\
 & - \left[U_{h_{(i,n)}^{(t)}} DBO_{(i,n)}^{(t)} \right] \Delta L \Delta Z \Delta t \tag{3.24} \\
 & + \left[-k_{(1)} DBO_{(i,n)}^{(t)} F_{(1)}(T)_{(z)} + \alpha_1 \left(D_p F(T)_{(z)} P_{(i,n)}^{(t)} \right) \right] V_{(i,n)} \Delta t \\
 & = \left[DBO_{(i,n)}^{(t+1)} - DBO_{(i,n)}^{(t)} \right] V_{(i,n)}
 \end{aligned}$$

Resolviendo las ecuaciones (3.23) y (3.24) para el tiempo $t+1$, se obtiene:

$$\begin{aligned}
 OD_{(i,n)}^{(t+1)} &= OD_{(i,n)}^{(t)} + \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{(i,j-1)}^{(t)} OD_{(i,j-1)}^{(t)} + \bar{B}_{(i,j)} U_{(i,j-1)}^{(t)} OD_{(i,j-1)}^{(t)} \right] \frac{\Delta Z \Delta t}{V_{(i,n)}} \\
 & + \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{v_{(i-1,n)}^{(t)}} OD_{(i-1,n)}^{(t)} - \bar{B}_{(i-1,j-1)} U_{v_{(i,n)}^{(t)}} OD_{(i,n)}^{(t)} \right] \frac{\Delta L \Delta t}{V_{(i,n)}} \tag{3.25} \\
 & - \left[U_{h_{(i,n)}^{(t)}} OD_{(i,n)}^{(t)} \right] \frac{\Delta L \Delta Z \Delta t}{V_{(i,n)}} \\
 & + \left[\alpha (C_m F(I)_{(z)} - DP) F(T)_{(z)} P_{(i,n)}^{(t)} - k_1 DBO_{(i,n)}^{(t)} F_1(T)_{(z)} \right] \Delta t
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
DBO_{(i,n)}^{(t+1)} &= DBO_{(i,n)}^{(t)} + \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{(i,t-1)}^{(t)} DBO_{(i,t-1)}^{(t)} + \bar{B}_{(i,j)} U_{(i,t-1)}^{(t)} DBO_{(i,t-1)}^{(t)} \right] \frac{\Delta Z \Delta t}{V_{(i,n)}} \\
&+ \left[\bar{B}_{(i,j-1)} U_{v_{(i-1,n)}}^{(t)} DBO_{(i-1,n)}^{(t)} - \bar{B}_{(i-1,j-1)} U_{v_{(i,n)}}^{(t)} DBO_{(i,n)}^{(t)} \right] \frac{\Delta L \Delta t}{V_{(i,n)}} \\
&- \left[U_{h_{(i,n)}}^{(t)} DBO_{(i,n)}^{(t)} \right] \frac{\Delta L \Delta Z \Delta t}{V_{(i,n)}} \\
&+ \left[-k_1 DBO_{(i,n)}^{(t)} F_{(1)}(T)_{(z)} \alpha_1 \left(D_p F(T)_{(z)} P_{(i,n)}^{(t)} \right) \right] \Delta t
\end{aligned} \tag{3.26}$$

Del mismo modo que en las ecuaciones (3.19) y (3.20), en las ecuaciones (3.25) y (3.26), es necesario reemplazar los términos que representan los cambios por reacción (último término del lado derecho), por las ecuaciones (3.21) y (3.22)

3.3 Hidrodinámica

De acuerdo con las ecuaciones 3.19, 3.20, 3.25 y 3.26, para simular la evolución del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno dentro del embalse, además de los parámetros cinéticos involucrados, es necesario conocer el campo de velocidades.

Para lo anterior, se propuso como hipótesis que se trata de un flujo cuasipermanente, que el gasto que entra al embalse es igual al que sale durante cada periodo de simulación, y que el nivel del agua dentro del vaso se mantiene constante; o sea, que no hay cambio en el almacenamiento.

También, debido a que el ancho de las secciones transversales de los ríos Santiago y Huaynamota son pequeñas en comparación con sus longitudes, se propuso un campo de flujo en dos dimensiones, suponiendo una distribución de velocidades sensiblemente vertical y horizontal en todas las secciones del embalse, considerando las características de las secciones

transversales.

Para determinar las velocidades horizontales, se empleó el criterio de Kikkawa^[40] donde se considera que la distribución de velocidades es uniforme y que se cumple el principio de continuidad para flujo permanente en cualquier volumen de control.

De acuerdo con lo anterior y el esquema de la Figura 3.3, la velocidad media con que ingresa el agua al elemento de volumen por la sección J es:

$$U_{(J)} = \frac{Q}{A_{(J)}} \quad (3.27)$$

donde Q es el flujo volumétrico que pasa por unidad de tiempo a través de la sección J , $A_{(J)}$ es el área hidráulica total de la sección correspondiente, cuya magnitud esta definida por:

$$A_{(J)} = 0.5 (B_{(s,J)} + B_{(i,J)}) \Delta Y_{(J)} \quad (3.28)$$

donde $B_{(s,J)}$ y $B_{(i,J)}$ son los anchos de la sección en la parte superior e inferior, respectivamente.

De igual manera, la velocidad con que sale el agua por la sección $J-1$ es:

$$U_{(J-1)} = \frac{Q}{A_{(J-1)}} \quad (3.29)$$

con

$$A_{(J-1)} = 0.5 (B_{(s,J-1)} + B_{(i,J-1)}) \Delta Y_{(J-1)} \quad (3.30)$$

En lo que concierne a las velocidades en el sentido vertical, estas quedan definidas al aplicar la ecuación de continuidad, para flujo permanente, en cualquier celda (i); así, de acuerdo con

nomenclatura de la Figura 3.1 se obtiene:

$$V_{u,n} = \frac{Q_{(i,l-1)} - Q_{(i,l)} + Q_{V_{(i-1,l)}}}{A_{hi,n}} \quad (3.31)$$

En la ecuación anterior, los términos $Q_{(i,l-1)}$ y $Q_{(i,l)}$ son los gastos de ingreso y egreso por las secciones transversales a la celda (i) del elemento l ; $Q_{V_{(i-1,l)}}$ representa el gasto que ingresa a la celda (i) por la sección horizontal superior que la confina, y $A_{hi,n}$ es el área de la sección horizontal inferior de la celda (i), definida como:

$$A_{hi,n} = 0.5 (B_{(i-1,l-1)} + B_{(i-1,l)}) \Delta L \quad (3.32)$$

Cabe señalar que el término $Q_{V_{(i-1,l)}}$ que aparece en el numerador de la ecuación (3.31), queda definido al aplicar la ecuación de continuidad para flujo permanente en la celda C ($i-1$, I), cuya sección horizontal superior sea la superficie libre del agua.

De acuerdo con el esquema y nomenclatura de la Figura (3.1) el término $Q_{V_{(i-1,l)}}$ queda definido como:

$$Q_{V_{(i-1,l)}} = Q_{(i-1,l-1)} - Q_{(i-1,l)} \quad (3.33)$$

Finalmente, la magnitud de los términos del lado derecho de la ecuación anterior, se obtienen mediante el producto de las velocidades calculadas con las ecuaciones 3.27 y 3.29 y el área de las secciones transversales que confinan a la celda C ($i-1$, I).

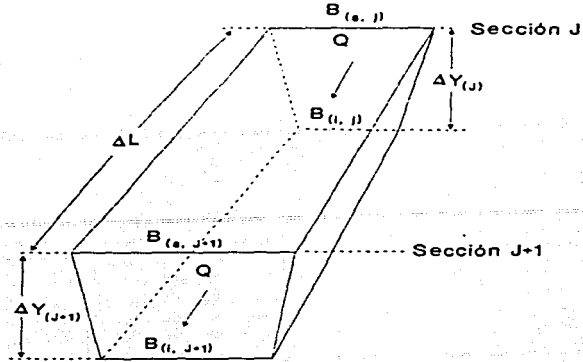


Fig 3.3

3.4 Efectos de la radiación solar y la temperatura

3.4.1 Efecto de la radiación solar

Cuando se tienen altas concentraciones de nutrientes y el proceso fotosintético opera bajo una temperatura óptima, el crecimiento fitoplanctónico es dominado básicamente por las condiciones de luminosidad; es decir, $G_p = C_m F(I)_{(z)}$.

Esta dependencia se incrementa hasta un valor óptimo después del cual, el incremento en la intensidad luminosa inhibe el crecimiento.

El factor $F(I)_{(z)}$ permite cuantificar los cambios en la magnitud de la tasa de crecimiento C_m , previo establecimiento de la función que exprese el efecto de la intensidad luminosa sobre la tasa específica de crecimiento, efecto cuya representación más aceptada es mediante la formulación de Steele^[41]:

$$F(I)_{(z)} = \frac{I}{I_s} \exp \left(1 - \frac{I}{I_s} \right) \quad (3.34)$$

donde

$F(I)$ factor de atenuación de C_m por I , (adimensional)

I intensidad de la luz, ($\text{Ly } \tau^{-1}$)

I_s intensidad de la luz a la que C_m es máxima, ($\text{Ly } \tau^{-1}$)

Cuando se tiene esta condición, I_s es la intensidad de saturación.

Ahora bien, dado que el comportamiento de la función $C_m F(I)_{(z)}$ bajo condiciones en que $I > I_s$ no está bien definido, y que existe un nivel de I en que $C_m = D_p$, es necesario establecer los siguientes límites:

$$F(I)_{(z)} = 1 \quad \text{para} \quad I > I_s$$

$$F(I)_{(z)} = 0 \quad \text{para} \quad I \leq I_c$$

donde I_c es la intensidad luminosa de compensación fotosintética en la que $C_m = D_p$, y en la que la producción neta de oxígeno debida a este proceso es cero.

Por otro lado, el comportamiento de la luz en la columna de agua, obedece adecuadamente a la ley de transmisión de Lambert-Beer, la cual establece que:

$$I_z = I_o \exp (-n \cdot z) \quad (3.35)$$

donde

I_z intensidad de la luz a profundidad z ($\text{Ly } \tau^{-1}$)

I_o intensidad de la luz solar incidente en la superficie del agua, ($\text{Ly}\cdot\text{r}^{-1}$)

n coeficiente de extinción de la luz en la columna de agua, (L^{-1})

Entonces, combinando las ecuaciones (3.34) y (3.35), se obtiene la siguiente relación para evaluar el factor de atenuación fotosintético por la luz, a cualquier profundidad del embalse:

$$F(I)_{(z)} = \frac{I_o \exp(-n \cdot z)}{I_s} \exp \left[-\frac{I_o \exp(-n \cdot z)}{I_s} + 1 \right] \quad (3.36)$$

La inclusión de esta relación, como se indica en la ecuación (3.22) permite conocer la producción de oxígeno fotosintético en la columna de agua, como una función de la intensidad de la luz disponible en la profundidad.

Para usar la ecuación 3.36 debe conocerse la variabilidad en el espacio y en el tiempo de la intensidad de la radiación solar que llega a la superficie del agua, I_o , implícita en el término $F(I)_{(z)}$, cuya magnitud es esencialmente función de la ubicación geográfica del embalse, de la transmitancia atmosférica, la cual depende de parámetros tales como la reflectividad del entorno, el contenido de humedad, polvos y gases en la atmósfera, de la atenuación de los rayos solares por las nubes, del número del día del año y de la hora, del ángulo de incidencia de los rayos solares, etc..

Existen diversos criterios para estimar la magnitud del parámetro I_o , dependiendo del grado de aproximación deseada e información disponible; así, para algunos propósitos basta con hacer mediciones continuas durante algún periodo y obtener su promedio, o usar la información de radiación solar global para la República Mexicana que reporta la literatura^[42].

Otra manera de estimar la variabilidad de I_o , es mediante algún modelo de radiación, como en este trabajo, en el que se usó uno desarrollado en el Instituto Mexicano de Tecnología del

Agua^[43], (IMTA), con base en algunas de las relaciones obtenidas por Ryan y Harleman^[44] y por la TVA Engineering Laboratory^[45], las cuales permiten cuantificar con suficiente aproximación, desde el punto de vista práctico, la magnitud de la intensidad de la radiación solar neta horaria que llega a la superficie del agua, en cualquier localidad geográfica y del día del año, requiriendo para su aplicación, información meteorológica y climatológica del tipo que normalmente se obtiene en las estaciones climatológicas y meteorológicas del país.

Dado que en las referencias arriba señaladas puede verse con detalle la estructura del modelo, aquí solamente se presentan la conformación y significado de los parámetros contenidos en el mismo. El modelo referido, tiene la siguiente forma:

$$I_o' = (1 - 0.65 N^2) (1 - R_r) q_o \frac{a'' + 0.5 (1 - a' - d) - 0.5 d}{1 - 0.5 R_g (1 - a' + ds)} \quad (3.37)$$

donde

I_o' radiación solar total neta que llega a la superficie del agua, ($\text{Ly}\tau^{-1}$)

N fracción del cielo cubierto por las nubes

R_r reflectividad total de la superficie del agua, (adimensional)

q_o radiación solar extraterrestre, ($\text{Ly}\tau^{-1}$)

R_g reflectividad del suelo en el entorno, (adimensional)

d coeficiente de atenuación de la luz por absorción y dispersión del contenido de polvo en la atmósfera, (adimensional)

a' y a'' coeficientes medios de transmisión atmosférica, (adimensional)

ds coeficiente de atenuación de los rayos solares por absorción del contenido de polvo en la atmósfera, (adimensional).

En la ecuación anterior, el parámetro R_r es una función de la altitud solar $-\alpha-$ y la

nubosidad definida como:

$$R_r = A \alpha^B \quad (3.38)$$

donde

α altitud solar, definida como:

$$\text{sen } \alpha = \text{sen } L \text{ sen } \gamma + \text{cos } L \text{ cos } \gamma \text{ cos } h \quad (3.39)$$

donde

L latitud de la localidad, (grados)

γ declinación del sol, (radianes)

h ángulo horario local del sol, (radianes)

A y B constantes empíricas. Para cielo despejado $A = 1.18$ y $B = 0.77$; para cielos nublados, A varía entre 0.2 y 2.2; y B , entre -0.30 y -0.97.

La radiación solar extraterrestre, en una localidad dada y en un cierto tiempo, se obtiene con la siguiente ecuación:

$$q_o = \frac{I}{r^2} \text{sen } \alpha \quad (3.40)$$

donde

I constante solar, 4871 KJ/(m²·h)

r relación entre la distancia real tierra-sol y la distancia media tierra-sol, (adimensional).

Los parámetros a' y a'' (coeficientes de transmisión), dependen de la masa óptica del aire $-m$ y del contenido de agua precipitable $-w$, y pueden calcularse usando las siguientes ecuaciones:

$$a' = \exp \{ (0.465 + 0.134 w) [0.129 + 0.171 \exp(-0.88 mp)] mp \} \quad (3.41)$$

$$a'' = \exp \{ (-0.465 + 0.134 w) [0.179 + 0.421 \exp (-0.721 mp)] mp \} \quad (3.42)$$

donde mp , es la masa óptica de aire corregida por la presión barométrica de la localidad, (adimensional); y w , es el contenido de agua precipitable, promedio diario, de la atmósfera, (cm).

En lo que concierne a los coeficientes de atenuación $-d-$ y $-ds-$, éstos dependen de la masa óptica del aire y de la época del año; generalmente para propósitos prácticos se considera que d es igual a ds . Los valores típicos de estos parámetros, se encuentran en el ámbito de 0.03 a 0.13.

Dado que el término I'_o en la ecuación (3.37) estima la radiación solar total neta que llega a la superficie del agua, y que casi toda la radiación solar fuera del rango visible (400 $m\mu$ - 770 $m\mu$)^[45] se absorbe en los primeros centímetros abajo de la superficie del agua^[45], es necesario introducir un factor β , adimensional, que considere dicha absorción.

$$\beta = \frac{Ia}{I'_o} \quad (3.43)$$

donde Ia , es la radiación solar total que se absorbe en los primeros centímetros abajo de la superficie del agua, (Ly/h).

En la ecuación anterior puede notarse que $\beta \cdot I'_o$ es la radiación que se absorbe en la superficie del agua, por lo que la radiación que penetra será $(1 - \beta) I'_o$. Ahora bien, reemplazando en la ecuación (3.36) el término I_o por $(1 - \beta) I'_o$, se obtiene una ecuación más precisa para calcular la magnitud de la radiación solar que penetra en el agua:

$$F(I)_{(z)} = \frac{(1 - \beta) I'_0 - \exp(-n \cdot z)}{I_s} \exp \left[\frac{1 - (1 - \beta) I'_0 \exp(-n \cdot z)}{I_s} \right] \quad (3.44)$$

Finalmente, reemplazando el término $F(I)_{(z)}$ en la ecuación (3.36) por $F(I)_{(z)}$ de la ecuación (3.44), se obtiene la ecuación que permite ajustar el crecimiento fitoplanctónico en la columna de agua, en términos de la intensidad de la luz disponible.

Cabe señalar que los coeficientes β y η dependen de las propiedades ópticas del agua, tales como la turbiedad, contenido de material particulado en suspensión y color; por lo que las magnitudes de tales coeficientes son particulares para cada cuerpo de agua y por ello, deben ser medidos y no supuestos.

En la Tabla 3.1 se presentan algunos valores de β y η para varios tipos de agua^[45,46].

TABLA 3.1 VALORES DE LOS COEFICIENTES β Y η PARA ALGUNOS TIPOS DE AGUA

| TIPO DE AGUA | β (adimensional) | η (l/m) |
|--------------------------------|------------------------|--------------|
| Agua pura | 0.63 | 0.052 |
| Agua oceánica clara | 0.64 | 0.081 |
| Agua oceánica (promedio) | 0.68 | 0.122 |
| Agua marina costera (promedio) | 0.69 | 0.325 |
| Agua marina costera turbia | 0.69 | 0.425 |
| Lago Mendota | 0.58 | 0.720 |
| Lago Trout | 0.50 | 1.400 |
| Lago Big Ridge | 0.24 | 1.110 |

3.4.2 Efecto de la temperatura

Para tomar en cuenta los efectos de la temperatura sobre la rapidez con que proceden los procesos biológicos dentro del agua, se han formulado diversas ecuaciones, de ellas, la expresión termodinámica de Van't Hoff-Arrhenius es la más aceptada, la cual establece que

el cambio en la rapidez con que se lleva a cabo una reacción química o bioquímica, por efecto de la temperatura, puede cuantificarse con la siguiente ecuación^[47, 48]:

$$\frac{d(\ln k)}{dT} = \frac{E}{RT^2} \quad (3.45)$$

donde

- k constante, rapidez con que procede la reacción
- E energía de activación necesaria para que la reacción proceda
- R constante de los gases ideales
- T temperatura absoluta.

La integración de la ecuación (3.45) entre los límites k_1 , k_2 , y T_1 y T_2 para el primer y segundo miembro de la ecuación, se obtiene:

$$\frac{k_2}{k_1} = \exp \left\{ \frac{E(T_2 - T_1)}{R T_1 T_2} \right\} \quad (3.46)$$

donde

k_1 y k_2 son las constantes de reacción a las temperaturas, T_1 y T_2 respectivamente.

Debido a que la mayoría de los procesos en la naturaleza se realizan a temperatura ambiente, la cantidad $E/(R T_1 T_2)$ puede considerarse constante, para propósitos prácticos.

Ahora, si se establece que $A = E/(R T_1 T_2)$, la ecuación (3.46) puede escribirse en la forma:

$$k_2 = k_1 \exp [A(T_2 - T_1)] \quad (3.47)$$

si además, se establece que $\exp(A) = \theta$, la ecuación anterior adquiere la forma:

$$k_2 = k_1 \theta^{(T_2 - T_1)} \quad (3.48)$$

la cual constituye la ecuación comúnmente usada para corregir las tasas de reacción por efectos de la temperatura.

Cabe señalar, que aunque el término θ , se considera constante, en realidad no lo es, por lo que su magnitud debe seleccionarse con precaución.

Por otra parte, el término $\theta^{(T_2 - T_1)}$ representa a los coeficientes $F(T)_{(z)}$ y $F_1(T)_{(z)}$ en las ecuaciones (3.19) y (3.20); las cuales para el caso que se estudia tienen las siguientes formas:

$$F(T)_{(z)} = 1.08^{[(T)_{(z)} - 25]} \quad (3.49)$$

para corregir por temperatura las tasas de crecimiento y mortandad del fitoplancton; y para la DBO, la siguiente ecuación

$$F_1(T)_{(z)} = 1.072^{[(T)_{(z)} - 25]} \quad (3.50)$$

3.4.3 Comportamiento térmico de los embalses

En las ecuaciones (3.49) y (3.50), el exponente $(T)_{(z)}$ representa la temperatura a una profundidad dada en la columna de agua del embalse; y dado que estos sistemas son abiertos, intercambian masa y energía con su entorno, por lo que su perfil térmico no permanece constante, sino variable en el tiempo.

La dinámica de este fenómeno en los embalses, es el resultado de la interacción de dos procesos^[41,49]: (1) La transferencia de calor y momento a través de la superficie del agua y

(2), la fuerza de gravedad que actúa sobre las diferencias de densidad.

La transferencia de calor, dependiendo de la estación del año, tiende a incrementar o a disminuir la temperatura en la superficie del agua según sean las magnitudes de la radiación solar, temperatura del aire, humedad relativa, velocidad del viento y nubosidad. Cuando el agua está en condiciones homotérmicas y el calor neto en la superficie del agua es positivo; es decir, hay ganancia de calor, el agua se calienta y expande, y se inicia así la estratificación del cuerpo de agua. Bajo estas condiciones, se distinguen tres regiones bien definidas, como se ilustra en la Figura 3.4; una superior llamada epilimnio, donde el agua está más caliente, bien mezclada e iluminada y el transporte de masa y energía, se realiza por medio de mecanismos turbulentos. En esta región prevalecen condiciones aerobias, normalmente el agua es de buena calidad, con suficiente oxígeno disuelto, tanto para sustentar la vida acuática, como para mantener condiciones de potencial de oxirreducción que evitan la presencia de compuestos químicos indeseables, tales como el sulfuro de hidrógeno, metano, y compuestos de fierro y manganeso en estado de oxidación reducido.

La segunda región la constituye la termoclina, determinada por la parte de la curva donde se localiza el gradiente térmico máximo en la columna de agua y que se caracteriza por amortiguar sustancialmente el transporte de masa y energía hacia la capa subyacente. Esta característica es el motivo por el cual, mientras en el epilimnio pueden medirse concentraciones de oxígeno disuelto superiores a la de saturación, en el hipolimnio, el cual se ubica justamente abajo de la termoclina, las concentraciones de oxígeno disuelto son inferiores a la de saturación. En el hipolimnio predominan, conforme se avanza en la profundidad, los procesos de consumo de oxígeno sobre los de producción, con una tendencia hacia las condiciones anóxicas y de potenciales de oxirreducción negativos, aspectos que promueven la reducción química y disolución de compuestos indeseables en el agua. Otros aspectos que caracterizan a esta región, es la temperatura, la cual es menor que la del epilimnio y casi constante en todo el perfil, y que los transportes de masa y energía se realizan básicamente por difusión molecular.

En las presas y los lagos de las regiones tropicales y subtropicales, como en las que se circunscribe el territorio mexicano, la estratificación térmica se inicia a mediados de la primavera y se mantiene hasta mediados del otoño en que alcanza su máxima estabilidad; en este lapso, el incremento de la temperatura en la superficie del agua, hace que disminuya su densidad, lo cual inhibe el efecto de la mezcla inducida por el viento, es decir, en estas circunstancias, el viento no puede realizar el trabajo necesario para vencer la fuerza de gravedad y elevar las aguas más densas desde el fondo hasta la superficie para mezclar éstas con las más ligeras.

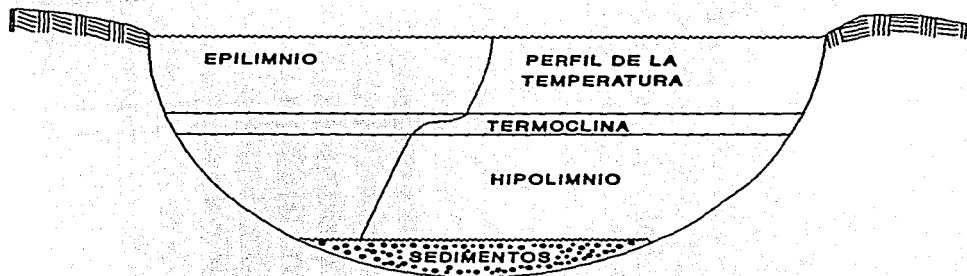


Fig 3.4 Regiones que conforman un embalse estratificado térmicamente

A partir de la segunda mitad del otoño, la temperatura del aire empieza a decrecer, provocando pérdidas netas de calor en la superficie del agua e incrementos en su densidad, dando origen a la mezcla por corrientes convectivas. En la medida en que el enfriamiento continúa, la profundidad del epilimnio y la de la termoclina se incrementan, creando condiciones de inestabilidad hasta el punto en que se produce la mezcla total, fenómeno conocido comúnmente como volcamiento, adquiriendo nuevamente las condiciones homotérmicas.

Para analizar cuantitativamente la tendencia de tal comportamiento, se usó un modelo térmico elaborado en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, (IMTA)⁽⁴³⁾, de acuerdo con los siguientes argumentos:

En una presa con dimensiones laterales suficientemente grandes comparadas con su profundidad y en la que no exista descargas de agua caliente, se puede considerar que las corrientes convectivas generadas por los afluentes y efluentes de agua sólo son importantes en su entorno; y si, además, se hace la consideración de que las pérdidas o ganancias de calor en las fronteras rígidas son despreciables y se toma en cuenta que, en la mayoría de los casos las mediciones en las presas muestran una estructura isotérmica horizontal, la temperatura en las zonas no convectivas queda gobernada por la ecuación de difusión térmica unidimensional⁽⁴⁴⁾:

$$\frac{\partial}{\partial z} \left[k \left(\frac{\partial T}{\partial z} \right) \right] = \rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} - H(z, t) \quad (3.51)$$

donde

$$H(z, t) = \frac{\partial I}{\partial z}$$

En la ecuación anterior, z es la profundidad de la presa en m; k , es la conductividad térmica en $W/(m \cdot ^\circ K)$; C_p , es la capacidad calorífica a presión constante en $J/(kg \cdot ^\circ K)$; ρ , la densidad del agua en kg/m^3 ; $H(z, t)$, es el calor absorbido por el agua, en J; I , es la irradiación que penetra a la profundidad z , en $cal/cm^2 \cdot d$; T , es la temperatura, en $^\circ K$; y t , el tiempo, en s.

Aproximando la ecuación (3.51) a un esquema de diferencias finitas en el que los parámetros k y ρ se consideran función de la temperatura, se obtiene:

$$\begin{aligned}
T_{i,m+1} = & \frac{\Delta t}{\rho_{i,m} C_{p,i,m} \Delta z^2} \left[\frac{1}{4} (k_{i+1,m} - k_{i-1,m}) (T_{i+1,m} - T_{i-1,m}) \right. \\
& + k_{i,m} (T_{i-1,m} - 2T_{i,m} + T_{i+1,m}) + \left(I_{i-\frac{1}{2}} - I_{i+\frac{1}{2}} \right) \Delta Z \left. \right] \\
& + T_{i,m}
\end{aligned} \tag{3.52}$$

donde $i \Delta z = z$ y $m \Delta t = t$

Para resolver numéricamente la ecuación (3.52) es necesario definir las condiciones iniciales y en las fronteras, y conocer los valores de k y ρ como función de la temperatura. La estabilidad de la solución se asegura si se cumple con la siguiente condición:⁽⁴³⁾

$$\frac{k \Delta t}{\rho C_p \Delta z^2} < 0.5 \tag{3.53}$$

En lo que respecta a las condiciones iniciales, éstas quedan definidas por la distribución inicial de la temperatura en la vertical; es decir, al dar los valores de $T(z, t = 0)$; y para las condiciones en las fronteras, se considera que el flujo de calor en las paredes rígidas vale cero, y en la superficie del agua, queda definida en términos de flujos de calor. Estos flujos consisten de las radiaciones que penetran la superficie del agua, la que sale de ella y el calor que se pierde por evaporación y convección. En la Figura 3.5, se ilustra lo anterior.

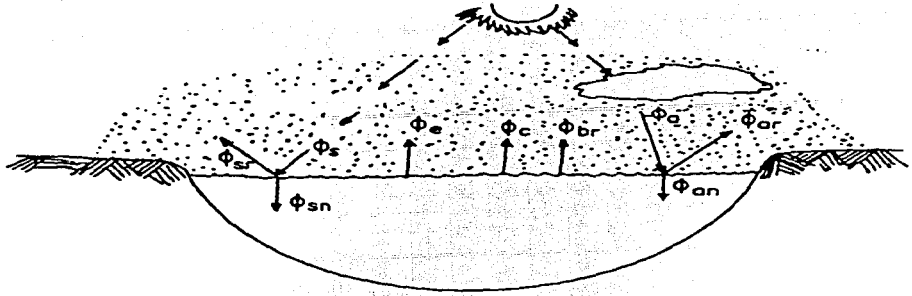


Fig 3.5 Mecanismos de transferencia de calor en una presa o un lago

donde:

(unidades de energía/área-tiempo)

- ϕ_s radiación solar incidente (onda corta)
- ϕ_{sr} radiación solar reflejada (onda corta)
- ϕ_{sn} radiación solar neta que penetra a la superficie del agua (onda corta)
- ϕ_e flujo de calor por evaporación
- ϕ_c flujo de calor por conducción
- ϕ_{br} radiación emitida por la superficie del agua (onda larga)
- ϕ_a radiación atmosférica incidente (onda larga)
- ϕ_{an} radiación atmosférica neta que penetra la superficie del agua (onda larga)
- ϕ_{ar} radiación atmosférica reflejada (onda larga)

◆ **Solución numérica**

Para resolver numéricamente el modelo, es necesario realizar en cada paso de tiempo Δt el

balance de calor entre la superficie del agua y la atmósfera.

Para el balance de calor, se consideró únicamente a la radiación solar como fuente de calentamiento, y dado que ésta, como puede observarse en la Figura (3.5), se constituye de longitudes de onda diferentes, la magnitud de la radiación solar neta que penetra la superficie del agua ($\phi_{sn} + \phi_{an}$), se cuantificó usando la ecuación (3.37).

En lo que concierne a los flujos de calor ϕ_{br} , ϕ_c y ϕ_e , sus magnitudes se pueden calcular usando las relaciones desarrolladas por Ryan y Harleman⁽⁴³⁾ y transformadas al sistema métrico por Hiriart y Pareyra⁽⁵⁰⁾:

$$\phi_{br} : 5.49 \times 10^{-8} (T_s - 273.3)^4 \quad (3.54)$$

$$\phi_c : 2.29 w (T_s - T_a) \quad (3.55)$$

$$\phi_e : 4.99 w (e_s - e_a) \quad (3.56)$$

donde

T_s temperatura en la superficie del agua en °C

T_a temperatura del aire en °C

w velocidad del viento medido a dos metros sobre la superficie del agua en m/s

e_a y e_s presión de vapor en el aire y en el agua, en mm de mercurio, respectivamente.

Las presiones de vapor e_a y e_s , deben calcularse con base en principios termodinámicos, sin embargo, las fórmulas siguientes son de utilidad práctica para dicho cálculo.

$$e_a = (H/100) = (162.9 \times 10^6 \exp(-4157/(T_a + 239))) \quad (3.57)$$

$$e_s = 162.9 \times 10^6 \exp(4157/(T_a + 239)) \quad (3.58)$$

donde

H humedad relativa en porciento, medida a 2 m sobre la superficie del agua.

Como puede notarse, usando la información meteorológica que comúnmente se mide en las cercanías de los embalses y el conjunto de ecuaciones (3.27) a (3.58), pueden estimarse los perfiles de temperatura y de intensidad luminosa dentro del agua, que representan los coeficientes $F(T)_{(z)}$ y $F(I)_{(z)}$, contenidos en las ecuaciones (3.19) y (3.20).

4. PRESA HIDROELECTRICA AGUAMILPA, PHA.

4.1 Características generales de la P.H. Aguamilpa

El P.H. Aguamilpa inició las obras de infraestructura en el mes de enero de 1989^[51]. Consta de tres unidades de 320 MW de capacidad cada una, para la generación de 1,574 GWH/año como media anual firme, y 557 GWH/año como media anual secundaria, con un factor de planta medio anual de 0.253. El cierre final de los túneles de desvío y la sincronización de la primera unidad generadora se efectuó en septiembre de 1993.

La presa hidroeléctrica Aguamilpa, se construyó sobre el cauce del río Santiago, en los municipios de El Nayar, La Yesca, Santa María del Oro y Tepic, acotado por las coordenadas geográficas 104.43° - 104.77° longitud oeste, y 21.94° - 21.92° latitud norte, las cuales corresponden a la porción central del estado de Nayarit.

El vaso de almacenamiento tiene un volumen total de $6,950 * 10^6 \text{ m}^3$ que corresponde al nivel de agua máximo extraordinario (NAME), $5,540 * 10^6 \text{ m}^3$ en el nivel de agua máximo ordinario (NAMO), y $2,965 * 10^6 \text{ m}^3$ en el nivel de agua mínimo ordinario (NAMINO). El área de influencia es de 12,800 Ha al nivel del NAME, y de 10,900 Ha al del NAMO^[50].

En la Tabla 4.1 y en la Figura 4.1 se ilustra lo anterior.

Del volumen total se tienen considerados $1,650 * 10^6 \text{ m}^3$ para azolves (capacidad muerta), $2,575 * 10^6 \text{ m}^3$ para generación (capacidad útil) y $1,410 * 10^6 \text{ m}^3$ para el control de avenidas.

4.2 Hidrología

El P.H. Aguamilpa está inscrito en la región hidrológica No. 12, dentro de la cuenca que drena el sistema Lerma-Chapala-Santiago, el cual se extiende desde el Valle de Toluca hasta el Océano Pacífico donde desemboca el Río Santiago, aproximadamente a 15 km al noroeste de San Blas, Nay.. Este sistema drena un área de $134,491 \text{ km}^2$ (es uno de los más grandes del país)^[51].

Cabe señalar que la operación hidráulica del Lago de Chapala, desempeña un papel muy importante en el comportamiento hidráulico del río Santiago, debido a que regula las aportaciones de la cuenca del río Lerma, correspondiente a un área de $58,840 \text{ km}^2$ (representa aproximadamente el 44% del área total de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago).

Debido a que las políticas de operación del lago de Chapala tienden a eliminar las aportaciones de agua provenientes de éste hacia el río Santiago, en los estudios hidrológicos requeridos para la P.H. Aguamilpa sólo se consideró la cuenca hidrológica del río Grande de Santiago. Esta cuenca pertenece a la vertiente del Pacífico; comprende una extensión de $75,651 \text{ km}^2$, y parte desde la salida del lago de Chapala hasta la región conocida como Boca del Asadero, Nay., en el Océano Pacífico, como se muestra en la Figura 4.2.

Los principales afluentes al río Santiago drenan por la margen derecha, y están constituidos por los ríos Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota, que en total drenan un área de $61,340 \text{ km}^2$, correspondiendo un área de $14,311 \text{ km}^2$ para la cuenca propia del Santiago. Los afluentes importantes por la margen izquierda lo constituyen los ríos Sta. Rosa y Mololoa.

TABLA 4.1

CARACTERISTICAS GENERALES DEL VASO DE ALMACENAMIENTO, P.H. AGUAMILPA^[51]

| NIVEL | ELEVACION m.s.n.m. | CAPACIDAD (x 10 ⁶ m ³) | AREA Ha |
|--------|-----------------------|--------------------------------------------------|------------|
| NAMINO | 190.00 | 2 965 | 7 000 |
| NAMO | 220.00 | 5 540 | 10 900 |
| NAME | 232.00 | 6 950 | 12 800 |

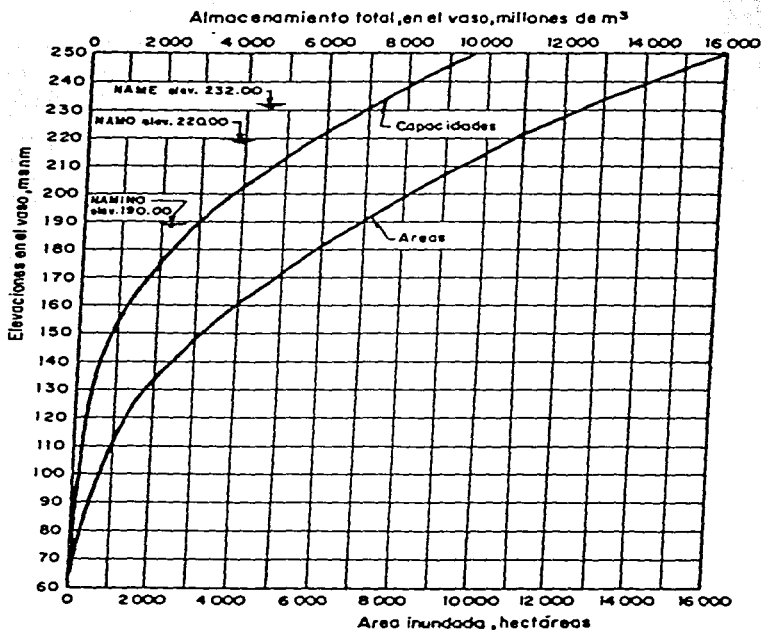


Fig 4.1 Curvas elevaciones-volumenes almacenados y elevaciones-áreas. P.H. Aguamilpa

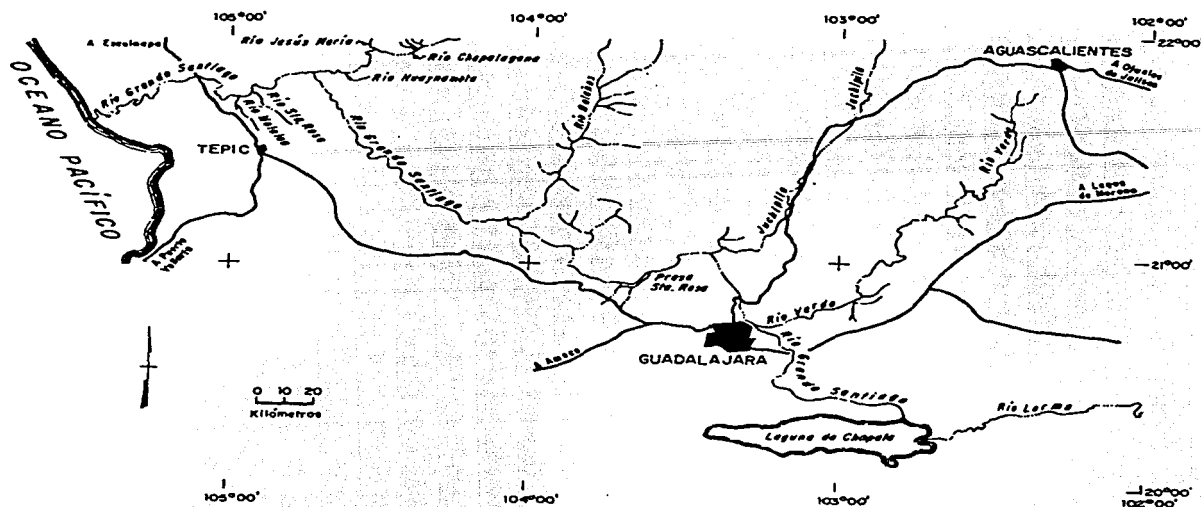


Fig 4.2. Cuenca Hidrológica del Río Grande de Santiago^[51]

La importancia de estos ríos radica en que el primero recibe las aportaciones de aguas residuales del ingenio azucarero de Puga, y el segundo, las aguas residuales de la ciudad de Tepic.

En lo que concierne a los volúmenes de agua que aportan los afluentes, no son proporcionales al área que drenan, sino más bien dependen de su cercanía con el mar. Así, mientras el río Verde drena un área de 20,502 km² con un gasto de $680 \cdot 10^6$ m³ (promedio anual), el río Huaynamota aporta $2,037 \cdot 10^6$ m³ (promedio anual) provenientes de un área de 17,529 km².

En el **Tabla 4.2** se presenta un resumen de las principales características de los ríos afluentes al Santiago; en la **Figura 4.3**, por la importancia que tiene para la operación de la

hidroeléctrica, las aportaciones de agua media mensual que recibirá el embalse, medida en la estación hidrométrica El Carrizal (promedio de 45 años)^[51]; en las Figuras 4.4 a la 4.8, las aportaciones medias mensuales al río Santiago registradas en las estaciones hidrométricas consideradas para la P.H. Aguamilpa; y en la Figura 4.9, la ubicación de estas estaciones.

TABLA 4.2 CARACTERISTICAS HIDROLOGICAS DE LOS AFLUENTES AL RIO SANTIAGO, CONSIDERADOS PARA LA P.H. AGUAMILPA^[52]

| AFLUENTE | AREA DRENADA Km ² | VOL. MEDIO ANUAL (X 10 ⁶ m ³) |
|--------------------------|---------------------------------|---------------------------------------------------------|
| Río Verde | 20,502 | 680 |
| Río Juchipila | 8,552 | 337 |
| Río Bolaños | 17,757 | 802 |
| Río Huaynamota | 17,529 | 2 037 |
| Mololoa | 627 | -- |
| Santiago (cuenca propia) | 14,311 | 1 900 |

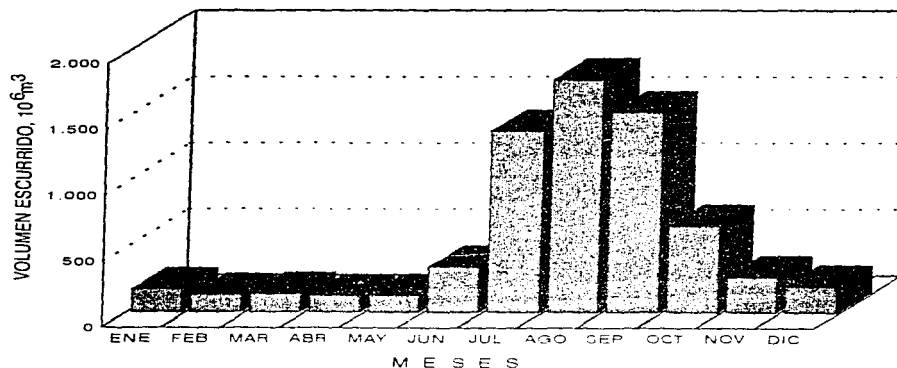


FIG 4.3. INGRESO DE AGUA A LA PRESA AGUAMILPA, ESTACION HIDROMETRICA EL CARRIZAL (PROMEDIO DE 45 AÑOS) [50]

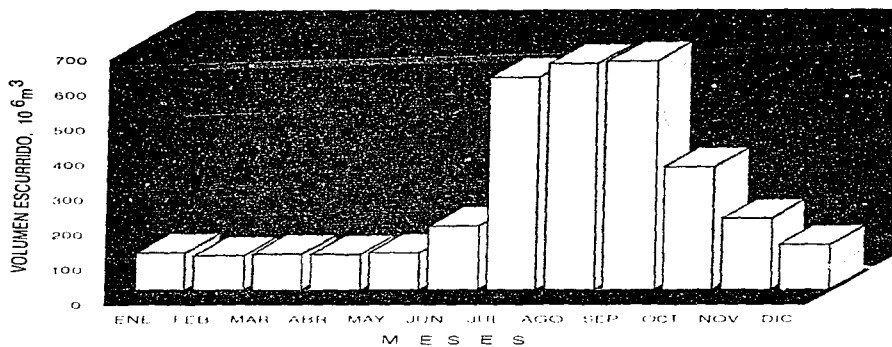


FIG 4.4 VOLUMEN MEDIO MENSUAL. ESTACION HIDROMETRICA LA YESCA [50]

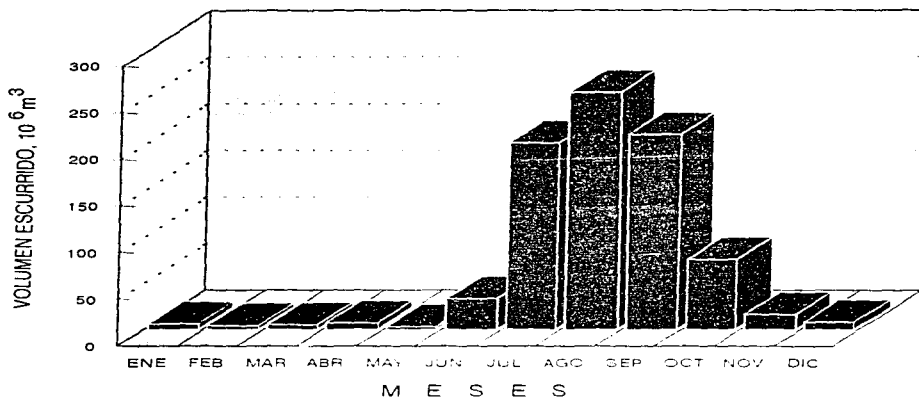


FIG 4.5 VOLUMEN MEDIO MENSUAL. ESTACION HIDROMETRICA EL CAIMAN [50]

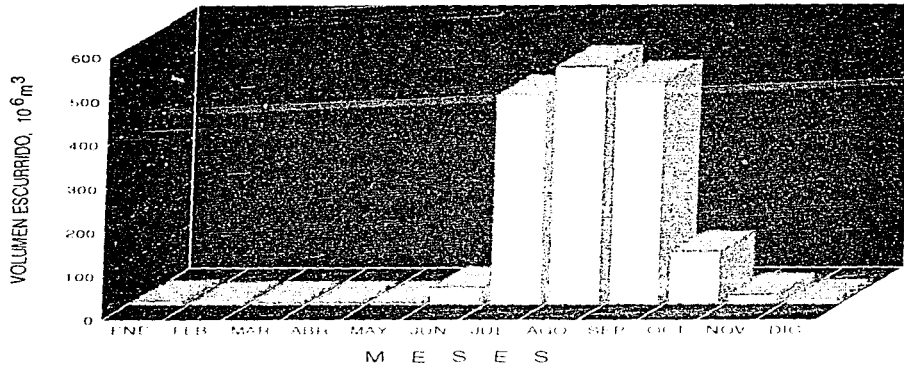


FIG 4.6 VOLUMEN MEDIO MENSUAL ESTACION HIDROMETRICA CHAPALANGANA[50]

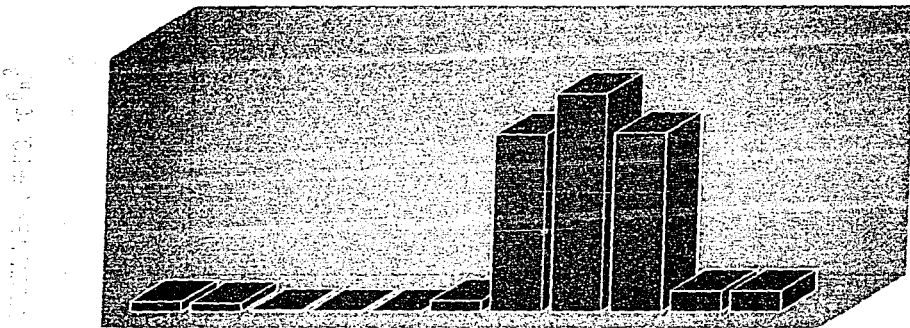


FIG 4.7 VOLUMEN MEDIO MENSUAL ESTACION HIDROMETRICA CHAPALANGANA[50]

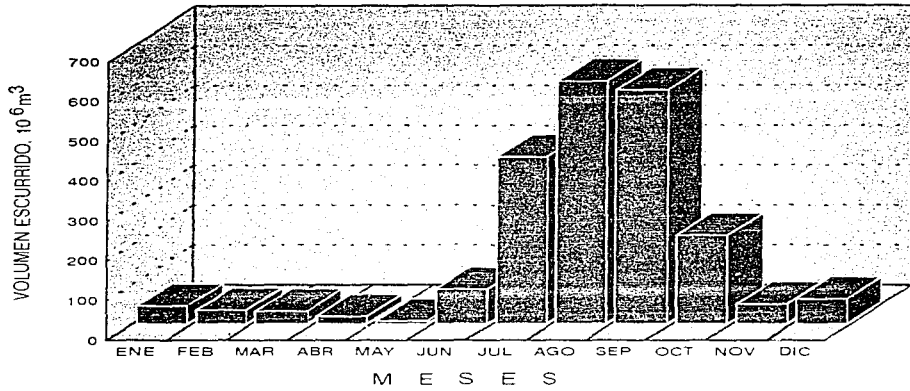


FIG 4.8 VOLUMEN MENSUAL ESTACION HIDROMETRICA HUAYNAMOTA[50]

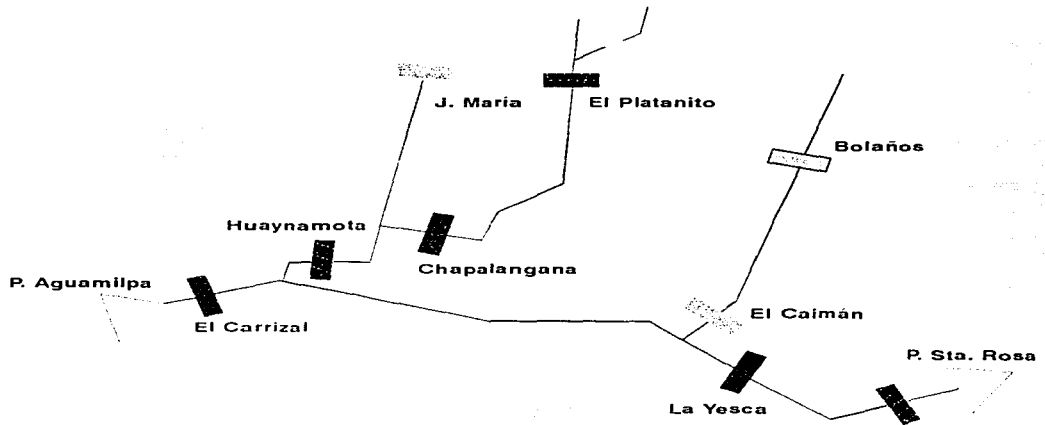


FIG 4.9 UBICACION DE LAS ESTACIONES HIDROMETRICAS CONSIDERADAS PARA EL P.H. AGUAMILPA[51]

4.3 Climatología

El área de influencia donde se ubica la P.H. Aguamilpa, tiene un clima cálido subhúmedo, con lluvias en verano; se ubica en la categoría AWo (W) y de acuerdo con esto, corresponde al clima más seco de los cálidos subhúmedos^[52].

En lo concierne al clima de la cuenca del río Grande de Santiago, es variado; va desde el semiseco y semicálido en las regiones más altas; semicálido y subhúmedo en la porción central; templado, semifrío y frío en las serranías; cálida y subhúmedo en las regiones costeras^[52]. La temperatura media anual oscila entre 24 y 26°C, con máxima de 40°C y mínima de -2 °C. En la Figura 4.10 se muestran las temperaturas medias mensuales que prevalecen en el área del proyecto (promedio de 16 años).

La precipitación media anual es de 1224 mm (promedio de 17 años); 0.35 mm promedio mensual para el mes más seco (abril) y 280.12 mm para el mes con mayor precipitación (agosto).

En la Figura 4.11 se ilustran las variaciones de la precipitación anual, y en la Figura 4.12, su variación media mensual.

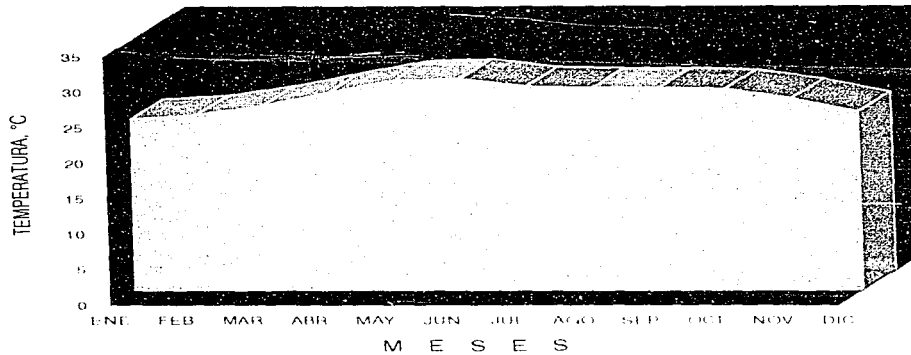


FIG 4.10. TEMPERATURAS MEDIAS MENSUALES. 1972-1988
(ESTACION HIDROMETRICA EL CARRIZAL)[53]

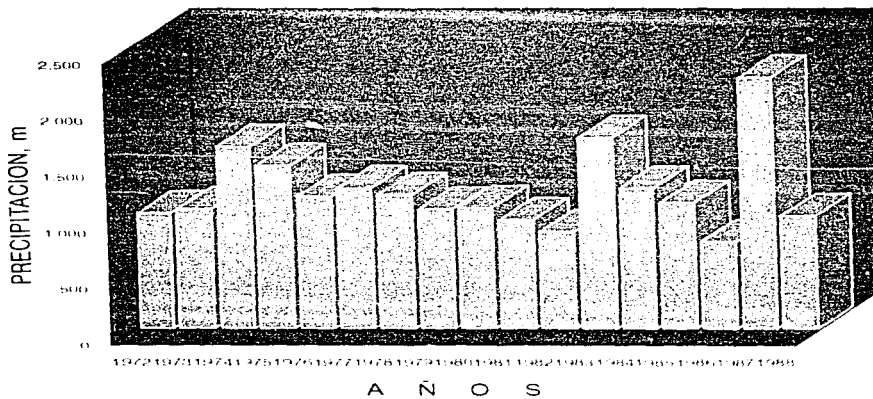


FIG 4.11. PRECIPITACION ANUAL. ESTACION HIDROMETRICA EL CARRIZAL[53]

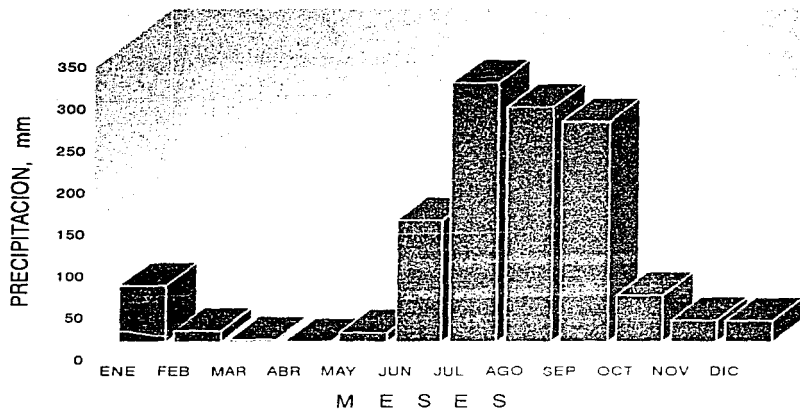


FIG 4.12 VARIACION MEDIA MENSUAL DE LA PRECIPITACION, ESTACION HIDROMETRICA EL CARRIZAL [53]

5. SIMULACIONES

5.1 *Radiación solar y temperatura del embalse*

Normalmente en las estaciones climatológicas y/o meteorológicas de nuestro país, no se incluyen las mediciones de la intensidad luminosa que llega a la superficie del agua, ni los perfiles de temperatura dentro de ella, de tal suerte que cuando se requiere de este tipo de información, en cada caso hay que estimarla. Así, como ya se mencionó en el capítulo anterior, en este trabajo tal información se estimó usando las ecuaciones (3.37) a la (3.44) y de la (3.54) a la (3.58).

Para lo anterior se usó la siguiente información de la presa:

- **Ubicación geográfica**

Latitud norte, (LA), 21.84°
Longitud oeste, (LL), 104.77°
Longitud del meridiano estandar, (LS), 100°
Altura sobre el nivel del mar, (ZZ), 220 m
Profundidad media del embalse, (ZM), 54 m

Para las condiciones iniciales, se tomaron los datos climatológicos medios mensuales, calculados a partir tanto de los registros históricos de la estación hidrométrica El Carrizal^[53], como de aquella proporcionada por la Unidad de Protección Ambiental que la CFE tiene en la ciudad de Tepic, Nay., información que se muestra en la Tabla 5.1.

TABLA 5.1. CONDICIONES INICIALES USADAS PARA LAS SIMULACIONES

| M E S | TEMPERATURA (°C) | HUMEDAD RELATIVA (%) | NUBOSIDAD (fracción) | VELOCIDAD DEL VIENTO (m/s) |
|------------|---------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| ENERO | 23.1 | 75.0 | 0.40 | 6 |
| FEBRERO | 25.7 | 76.8 | 0.40 | 7 |
| MARZO | 26.1 | 78.3 | 0.30 | 7 |
| ABRIL | 28.6 | 75.6 | 0.25 | 7 |
| MAYO | 31.3 | 78.6 | 0.20 | 7 |
| JUNIO | 30.7 | 75.1 | 0.60 | 7 |
| JULIO | 29.6 | 75.2 | 0.85 | 6 |
| AGOSTO | 29.2 | 75.1 | 0.85 | 5 |
| SEPTIEMBRE | 29.8 | 75.1 | 0.85 | 5 |
| OCTUBRE | 30.2 | 75.1 | 0.50 | 5 |
| NOVIEMBRE | 28.2 | 75.6 | 0.30 | 6 |
| DICIEMBRE | 25.2 | 71.9 | 0.50 | 6 |

Por otra parte, debido a que se usan algoritmos que calculan la radiación solar neta que llega a la superficie del agua, en intervalos de una hora, el paso del tiempo, Δt , usado en las simulaciones para el cálculo de la radiación solar incidente y para la difusión de calor dentro del agua, también fue de una hora. De igual manera, tanto para los cálculos de la penetración de la luz como para la distribución de la temperatura dentro del agua, los intervalos de distancia en la profundidad, Δz , como se ilustra en la Figura 3.1, fueron de un metro.

En lo que concierne al coeficiente de extinción de la luz en el agua, η , contenido en las ecuaciones (3.35) y (3.44), su magnitud, como ya se ha mencionado, depende de las

propiedades ópticas del agua. Para este trabajo, la magnitud de tal coeficiente se estimó experimentalmente, en el laboratorio, usando una lámpara de luz monocromática de halógeno con una intensidad de 10,000 lux, y midiendo con un radiómetro, las intensidades de las radiaciones lumínicas en la superficie y a cada 0.25 m hasta una profundidad de 1.5 m en una columna de agua; y luego, resolviendo la ecuación (3.35) para el parámetro η .

Los resultados de las mediciones se muestran en la gráfica de la Figura 5.1, y en la Figura 5.2 la solución gráfica de la ecuación (3.35), la cual sirvió de apoyo para calcular la magnitud del parámetro η , que resultó de 0.6 m^{-1} .

Por otro lado, la fracción de la radiación solar neta, β , que se absorbe en la superficie del agua, su magnitud se estimó siguiendo el criterio de que aproximadamente el 20% de la radiación total que llega a la superficie del agua, es aprovechada para el proceso fotosintético^[46,49]; por lo que para β se usó el valor de 0.8 (fracción).

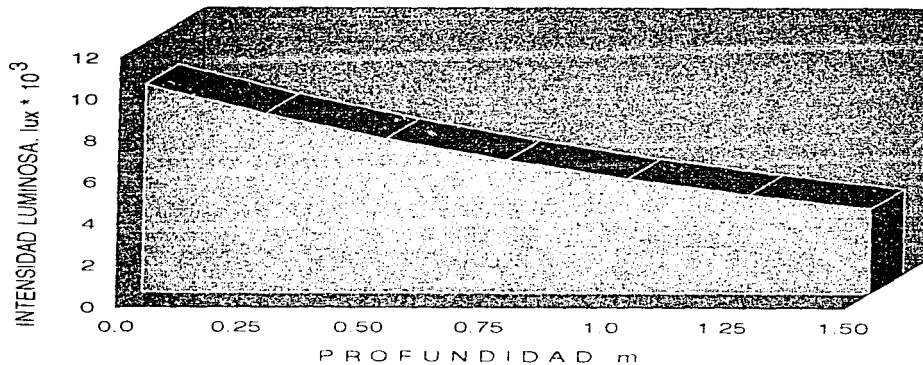


FIG 5.1 DECREMENTO DE LA INTENSIDAD DE LA LUZ CON LA PROFUNDIDAD

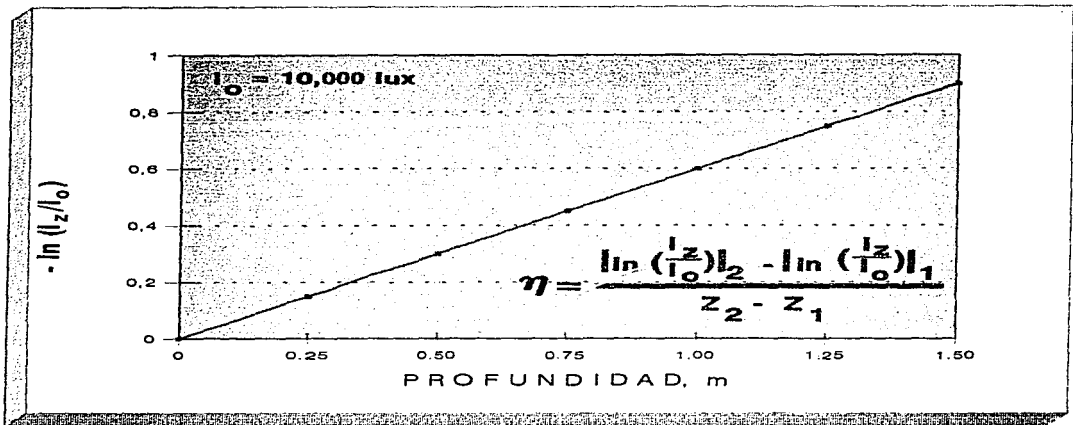


FIG 5.2 CALCULO DEL COEFICIENTE DE EXTINCION

5.1.1 Resultados y evaluación

En la Figura 5.3 se muestran los resultados de simular la radiación solar media horaria mensual (fotoperiodo), y en la Figura 5.4, la radiación media diaria mensual que se espera incidan sobre la superficie del embalse de Aguamilpa.

En la Figura 5.3 se observa que, en la medida en que transcurre el tiempo, tanto las horas de insolación como la magnitud de la radiación recibida se incrementan, alcanzando su máximo en el mes de mayo y el mínimo en el mes de septiembre, a partir del cual la energía que llega a la superficie del agua empieza a incrementarse. Estos resultados están acordes con las condiciones climatológicas mostradas en la Tabla 5.1, en la que se observa que a partir del mes de mayo hasta el mes de diciembre, exceptuando noviembre, la fracción del cielo cubierto por las nubes se incrementa, para luego disminuir hasta alcanzar su mínima cobertura en el mes de mayo.

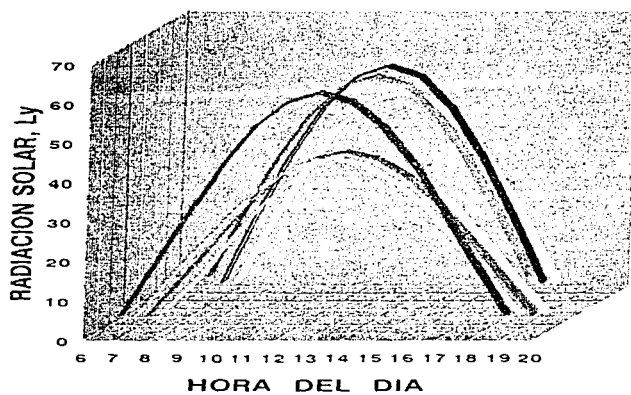
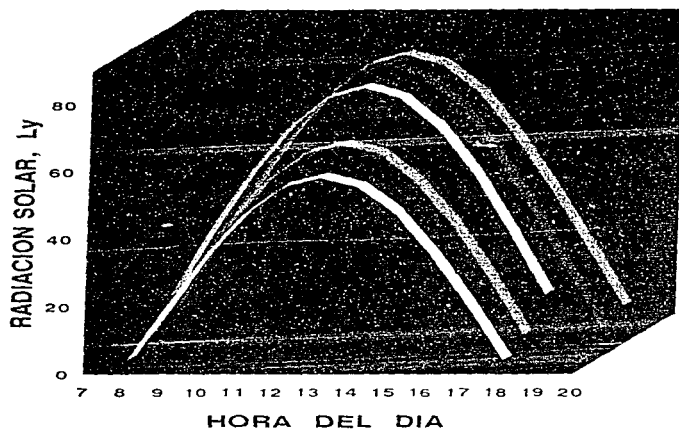


FIG 5.3 FOTOPERIODO MEDIO HORARIO MENSUAL (PRESA AGUAMILPA)

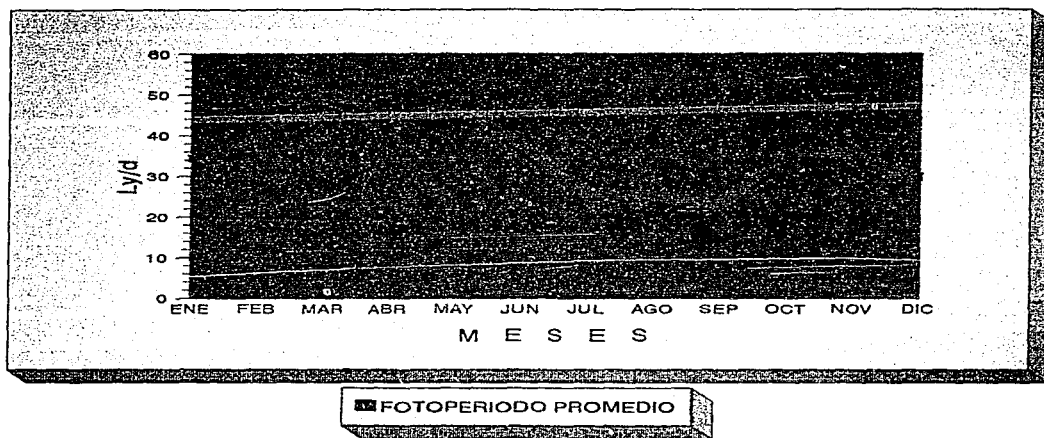


FIG 5.4 RADIACION DIARIA MEDIA MENSUAL EN LA SUPERFICIE DEL AGUA (P.H. AGUAMILPA)

Si se contrastan los resultados anteriores con los mostrados en la Figura 5.4, se observa que la radiación media diaria mensual máxima, en el área del embalse, se dará en el mes de marzo y no en el de mayo, como se mencionó en los párrafos anteriores. Esta discrepancia es aparente, ya que efectivamente el periodo de mayor radiación será en el mes de mayo. Lo anterior se explica si se considera que en el mes de marzo las horas de insolación son menores a las del mes de mayo, y que no existe mucha diferencia entre las magnitudes de la energía recibida en cada uno de esos periodos; por ello, el promedio para el mes de marzo resulta mayor.

Por otro lado, en la Tabla 5.2 se muestran los resultados de simular el comportamiento térmico de la presa durante el periodo de enero a diciembre, y en la Figura 5.5, su representación gráfica. En ésta, se puede apreciar con claridad que el calentamiento del agua y la estratificación térmica del embalse, se inician en el mes de febrero y continúan hasta el de mayo, en que el agua alcanza tanto su máxima temperatura como su estratificación térmica.

TABLA 5.2 PERFILES TERMICOS SIMULADOS, PERIODO ENERO-DICIEMBRE

| PROFUNDIDAD (M) | TEMPERATURA (°C) | | | | | | | | | | | |
|--------------------|------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | SEP | OCT | NOV | DIC |
| 1 | 17.9 | 21.0 | 23.7 | 25.6 | 28.2 | 27.4 | 26.6 | 26.0 | 25.0 | 24.2 | 21.2 | 17.5 |
| 2 | 17.9 | 21.0 | 23.7 | 25.6 | 28.2 | 27.4 | 26.6 | 26.0 | 25.0 | 24.2 | 21.2 | 17.5 |
| 3 | 17.9 | 21.0 | 23.7 | 25.6 | 28.2 | 27.4 | 26.6 | 26.0 | 25.0 | 24.2 | 21.2 | 17.5 |
| 4 | 17.8 | 21.0 | 23.7 | 25.6 | 28.2 | 27.4 | 26.5 | 26.0 | 25.0 | 24.2 | 21.2 | 17.5 |
| 5 | 17.6 | 20.8 | 23.5 | 25.4 | 28.0 | 27.3 | 26.5 | 26.0 | 25.0 | 24.1 | 21.1 | 17.5 |
| 6 | 17.6 | 20.3 | 23.3 | 25.3 | 27.9 | 27.2 | 26.4 | 25.9 | 24.9 | 24.0 | 21.0 | 17.4 |
| 7 | 17.4 | 19.0 | 22.2 | 24.7 | 26.9 | 27.1 | 26.4 | 25.9 | 24.9 | 24.0 | 21.0 | 17.4 |
| 8 | 17.1 | 18.0 | 20.0 | 21.8 | 23.7 | 26.4 | 26.3 | 25.9 | 24.9 | 24.0 | 21.0 | 17.4 |
| 9 | 17.0 | 17.6 | 18.8 | 19.7 | 20.9 | 23.4 | 24.4 | 25.1 | 24.9 | 24.0 | 21.0 | 17.4 |
| 10 | 16.9 | 17.3 | 18.0 | 18.5 | 19.2 | 20.8 | 21.7 | 22.6 | 23.4 | 23.9 | 21.0 | 17.4 |
| 11 | 16.9 | 17.1 | 17.6 | 18.0 | 18.4 | 19.3 | 19.9 | 20.6 | 21.3 | 22.0 | 21.0 | 17.4 |
| 12 | 16.9 | 17.1 | 17.4 | 17.7 | 18.0 | 18.5 | 18.9 | 19.4 | 19.9 | 20.5 | 20.9 | 17.4 |
| 13 | 16.9 | 17.0 | 17.3 | 17.5 | 17.8 | 18.1 | 18.4 | 18.7 | 19.0 | 19.4 | 19.9 | 17.4 |
| 14 | 16.8 | 17.0 | 17.5 | 17.3 | 17.5 | 17.8 | 18.0 | 18.3 | 18.5 | 18.8 | 19.1 | 17.4 |
| 15 | 16.7 | 16.9 | 17.4 | 17.1 | 17.3 | 17.6 | 17.8 | 18.0 | 18.2 | 18.4 | 18.7 | 17.4 |

Durante el periodo de calentamiento y estratificación del embalse, el incremento de la temperatura en la superficie del agua hace que disminuya su densidad, lo cual inhibe el efecto de la mezcla inducida por el viento, es decir, en estas circunstancias, el viento no puede realizar el trabajo necesario para vencer la fuerza de gravedad y elevar las aguas más densas desde el fondo hasta la superficie para mezclar éstas con las más ligeras.

Bajo las circunstancias anteriores se establecen tres zonas bien delimitadas, conocidas como regiones "limnéticas" y de las cuales, en el capítulo 3.4.3 se hizo una descripción cualitativa. Ahora, desde el punto de vista cuantitativo, en la Figura 5.5, se observa que la región que conformará el epilimnio, bajo las condiciones de máxima estabilidad térmica (mes de mayo), estará entre los 5 y 6 metros de profundidad, a partir de la cual se inicia la segunda región, conocida como mesolimnio, delimitada por la termoclina, misma que se extiende aproximadamente hasta los 8 metros de profundidad, punto en el que se inicia la región del hipolimnio, hasta el fondo del embalse.

También, en la figura 5.5 y/o tabla 5.2, puede notarse que a partir del mes de junio se inicia el periodo de enfriamiento, se incrementa la profundidad del epilimnio y la temperatura del aire empieza a decrecer provocando pérdidas netas de calor en la superficie del agua e incrementos en su densidad, dando origen a la mezcla por corrientes convectivas.

En la medida en que el enfriamiento continúa, la profundidad del epilimnio y la de la termoclina continúan incrementándose, creando condiciones de inestabilidad hasta el punto en que, por efecto del viento y la fuerza de gravedad, se produce la mezcla total, adquiriendo nuevamente las condiciones homotérmicas, lo que sucede en el mes de diciembre.

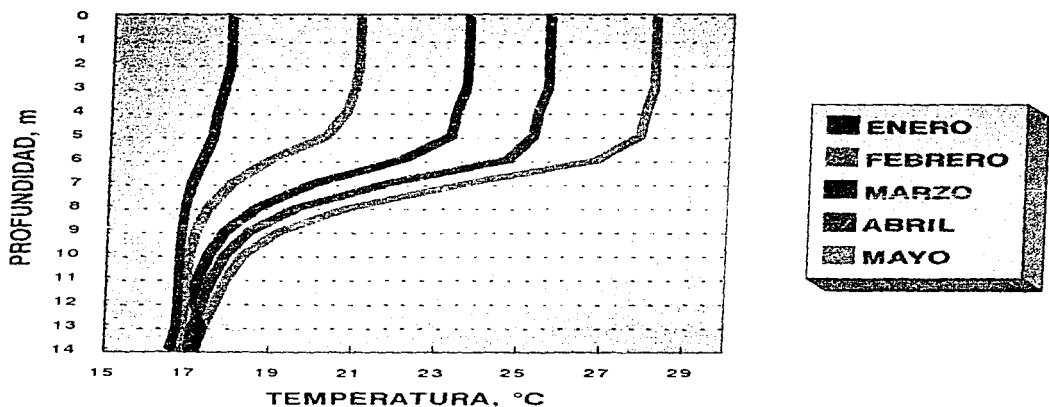


FIG 5.5 PERFIL TERMICO MEDIO MENSUAL

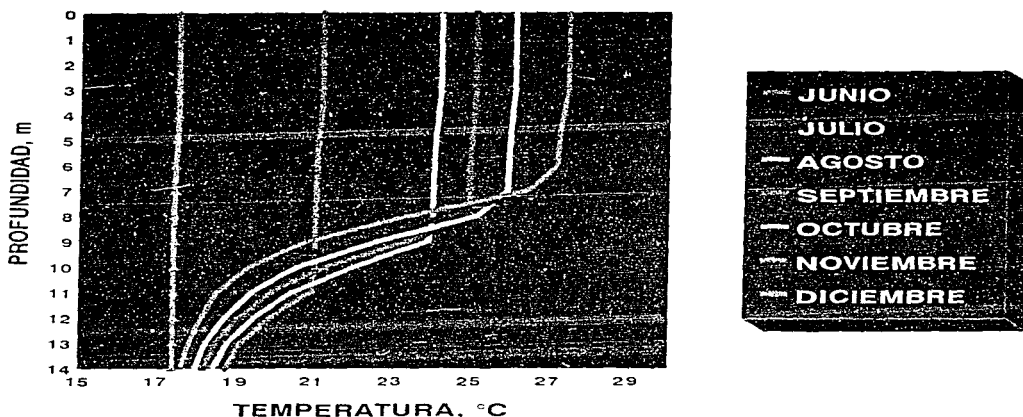


FIG 5.5 (CONTINUACION) PERFIL TERMICO MEDIO MENSUAL

5.2 Simulación de la evolución del OD y DBO en la presa

Para simular la distribución de las concentraciones de *OD* y *DBO* dentro de la presa, se discretizaron los ríos Huaynamota y Santiago en 70 y 120 elementos de volumen variable, respectivamente; considerando el sitio donde confluyen los ríos como un solo elemento; y 10 más, desde este punto hasta la cortina de la presa.

Para todos los elementos se determinó una longitud de 500 m y áreas de las secciones transversales variables, acordes con los ensanchamientos o estrechamientos que presentan los ríos en su longitud.

Para definir la profundidad del embalse, hasta la cual hacer las simulaciones, se tomó en cuenta que existe una profundidad en la columna de agua en la que, bajo condiciones de máxima radiación en la superficie, la intensidad de la luz iguala a la de compensación

fotosintética I_c .

Al respecto, algunos investigadores citan valores para el parámetro I_c ; sin embargo, hay discrepancias entre ellos. Por ejemplo, Uhlmann^[54] establece que el límite crítico inferior para la fotosíntesis es, a menudo, de 300 Lux ($3.79 * 10^{-2}$ Ly/h), o en términos de radiación fotosintética activa, del orden de $8.4 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$ (0.167 Ly/h). Por su parte Gloyna^[55] cita que para un cultivo homogéneo de *Chlorella pyrenoidosa*, el nivel en que prácticamente la fotosíntesis se detiene es del orden de los 1000 $\text{erg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})$ (0.086 Ly/h); en cambio, Margalef^[56] manifiesta que la intensidad luminosa en la que la producción fitoplanctónica iguala a la respiración, suele estar entre los 200 y 400 Lux.

En un experimento realizado en el laboratorio del Instituto de Ingeniería de la UNAM^[57], usando un cultivo fitoplanctónico mixto, se encontró que alrededor de los 500 Lux (0.0632 Ly/h), la producción fotosintética igualaba a la respiración. Este valor, por su relativa similitud con el que propone Gloyna, fue seleccionado como magnitud de I_c para usarse en este trabajo.

Una vez definida la magnitud del parámetro I_c , y resolviendo la ecuación (3.35) a cada metro de profundidad con $I_o = 50.33 \text{ Ly}/\text{d}$, que es la radiación máxima diaria media mensual (Fig 5.4) que se espera que incida y penetre en el agua del embalse y, con $\eta = 0.6 \text{ m}^{-1}$, se estimó una profundidad de 7 m para las simulaciones, ya que a ésta profundidad se obtuvo, con la ecuación arriba mencionada, la magnitud de I_o previamente definido.

5.2.1 Condiciones usadas en las simulaciones

Para aplicar el modelo de *OD-DBO*, es necesario darle información de diversa índole. Alguna de esta información sólo se usa al inicio de los cálculos; por ejemplo, las condiciones iniciales de *OD*, *DBO* y fitoplancton, tanto en los influentes a la presa como dentro de ella; también,

para las simulaciones, se requiere de parámetros cuyas magnitudes permanecen constantes durante todo el proceso de simulación; y de otros, los cuales al término de cierto tiempo de simulación, adquieren o actualizan su valor. Un ejemplo del primer tipo, lo constituyen las constantes cinéticas y factores de conversión; y del segundo, la radiación solar incidente, los perfiles de temperatura y la hidrodinámica los cuales cambian su magnitud mes con mes.

La información anteriormente referida, se ha ordenado en diversos grupos, de acuerdo con sus características.

a) Condiciones Iniciales

Para iniciar el proceso de simulación, se requiere especificar las magnitudes de las concentraciones de *OD*, *DBO* y densidad fitoplanctónica, tanto en el agua influente a la presa, como en la columna de agua de la misma. Para los influentes de los ríos Huaynamota y Santiago, tal información se obtuvo haciendo mediciones en el campo, analizando muestras de agua en el laboratorio del Instituto de Ingeniería de la UNAM (I.I), y del análisis de la información disponible para los sitios de Paso de Los Bueyes sobre el río Santiago, y de los Sabinos, sobre el río Huaynamota (colas del embalse). Así, se determinaron concentraciones promedio de 5 y 15 g/m³ para el *OD* y *DBO* respectivamente, y de $2.533 \cdot 10^{10}$ organismos/m³ para la densidad fitoplanctónica.

En virtud de que en el lapso en que se desarrolló este trabajo, la presa Aguamilpa aún no estaba en operación, las condiciones iniciales dentro de ésta, se estimaron usando un submodelo numérico, constituido por los términos de reacción representados por las ecuaciones 3.21 y 3.22 y haciendo simulaciones hasta obtener condiciones estacionarias. Los resultados se muestran en la Tabla 5.3, mismos que se usaron para las simulaciones con el modelo completo.

TABLA 5.3 CONDICIONES INICIALES DE OD Y DBO EN LA COLUMNA DE AGUA, USADAS PARA LAS SIMULACIONES

| Profundidad | OD | DBO |
|-------------|---------------------|------|
| (m) | (g/m ³) | |
| 0.5 | 5.97 | 7.80 |
| 1.0 | 5.98 | 6.13 |
| 1.5 | 5.98 | 5.51 |
| 2.0 | 5.98 | 5.25 |
| 2.5 | 5.98 | 5.18 |
| 3.0 | 5.98 | 5.18 |
| 3.5 | 5.98 | 5.18 |
| 4.0 | 5.98 | 5.18 |
| 4.5 | 5.98 | 5.18 |
| 5.0 | 5.98 | 5.18 |
| 5.5 | 5.98 | 5.18 |
| 6.0 | 5.98 | 5.18 |
| 6.5 | 5.98 | 5.18 |
| 7.0 | 5.98 | 5.18 |

b) Parámetros Cinéticos

En este grupo se consideraron los parámetros requeridos en los términos de reacción:

C_m tasa máxima de crecimiento para un cultivo fitoplanctónico mixto, $1.708 \text{ d}^{-1[57]}$

D_p tasa máxima de mortandad fitoplanctónica, $0.025 \text{ d}^{-1[41]}$

K_l constante de biodegradabilidad de la materia orgánica, $0.15 \text{ d}^{-1[47]}$

I_s intensidad de saturación de la luz para el fitoplancton^[57], $20.1, \text{ Ly}$

I_c intensidad de compensación de la luz para el fitoplancton^[57], 0.0632 Ly/h .

c) Parámetros Ambientales

En este grupo, se consideran los perfiles medios mensuales de temperatura de la Tabla 5.1

y los valores de la radiación media diaria mensual de la Figura 5.4; también se incluyen las magnitudes de los coeficientes de atenuación de la luz, η , y de absorción de la luz, β , en la superficie del agua.

d) Parámetros Hidráulicos

Este grupo comprende los gastos medios mensuales que ingresan a la presa por los ríos Huaynamota y Santiago mismos que se muestran en la Figura 5.4. Los anchos de las secciones y áreas hidráulicas totales que confinan a cada uno de los elementos en que fueron discretizados los ríos Santiago y Huaynamota; y los anchos de las secciones y áreas hidráulicas correspondientes, que limitan cada una de las celdas en que fueron subdivididas los elementos. Esta información se presenta en las tablas del anexo.

TABLA 5.4 INGRESOS DE AGUA MEDIOS MENSUALES A LA PRESA DE AGUAMILPA^[53]

| M E S | \bar{Q} , M ³ /S | | Ingreso Medio Mensual Total m ³ /s |
|-------|-------------------------------|--------------|-----------------------------------------------|
| | Río Huaynamota | Río Santiago | |
| E | 16.76 | 47.57 | 64.33 |
| F | 14.31 | 39.26 | 53.57 |
| M | 11.91 | 39.36 | 51.30 |
| A | 7.25 | 40.59 | 47.84 |
| M | 2.81 | 44.23 | 47.04 |
| J | 33.63 | 97.62 | 131.25 |
| J | 156.35 | 353.70 | 510.05 |
| A | 227.10 | 428.60 | 655.70 |
| S | 226.37 | 356.53 | 582.90 |
| O | 83.00 | 160.17 | 243.17 |
| N | 8.95 | 83.44 | 92.39 |
| D | 23.26 | 50.40 | 73.66 |

e) Constantes

Para las simulaciones se usaron las siguientes constantes:

NTOTR: Número total de elementos de volumen en que fue dividido el embalse, 201.

JUNION: Número del elemento de volumen donde confluyen los ríos, 71.

Δt : Intervalo de tiempo para cada cálculo, 4 hr.

Cabe aclarar que para establecer el paso de tiempo Δt fue necesario hacer varias corridas en la computadora, probando diversos valores para Δt hasta alcanzar la estabilidad numérica en los resultados, con base en 5 años de simulación.

$N\Delta t$: Número total de intervalos de cálculo, 4320; este valor representa 2 años de simulación

NRENG: Número de celdas en que fueron divididos cada uno de los elementos de volumen*, 7 m

ΔL : longitud de las celdas, 500 m

NTRA: Número de los elementos de volumen de los cuales se desea información, 35, 92 y 197.

Se escogieron estos elementos porque más o menos corresponden a la parte

* Véase la Figura 3.1

media de las longitudes de los ríos Huaynamota y Santiago y a la parte media entre el sitio donde confluyen los ríos y la cortina del vaso.

α y α_1 Factores de transformación, 7.155×10^{-12} gr-*OD*/org y 7.373×10^{-11} gr-*DBO*/org respectivamente.

5.3 Resultados de las simulaciones y evaluación

Aunque las simulaciones para el seguimiento de la evolución del oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno, para todos los elementos en que fue discretizado el embalse, se hicieron con intervalos de tiempo Δt de 4 horas, se consideró más conveniente para el análisis, usar las variaciones medias mensuales de tales parámetros. Este criterio se siguió debido a que los grandes cuerpos de agua tienen gran capacidad para amortiguar por lapsos cortos (horas) los efectos de las variaciones por lapsos cortos (horas), de los factores externos a que está sujeto el embalse; esto es, los cambios en la calidad del agua se manifiestan después de transcurrir días o meses de haberse suscitado las variaciones arriba mencionadas. También por este motivo, para las simulaciones se usaron las condiciones medias mensuales de los perfiles de temperatura en la columna de agua de la radiación solar incidente y de los ingresos de agua al embalse. Esto además permitió obtener las condiciones medias mensuales del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno del embalse.

De acuerdo con el criterio arriba señalado, para el análisis de los parámetros de calidad del agua se escogieron los elementos número 35, 92 y 197. Los elementos 35 y 92 corresponden a las zonas medias de los tramos de los ríos que quedarán dentro del embalse; y el 197, a la parte media entre la confluencia y la cortina. Los resultados de las simulaciones para estos elementos representan las condiciones medias para el embalse.

En la Tabla 5.5 se muestran los resultados de simular los perfiles de concentración medios mensuales de *OD* y *DBO* hasta los 7 m de profundidad y en las Figuras 5.6, 5.7 y 5.8 la representación gráfica a 1 m de profundidad.

En la información arriba citada, puede observarse cómo la concentración de oxígeno disuelto se va incrementando en los primeros metros de profundidad, hasta el mes de mayo, en el que se alcanzan las máximas concentraciones, para luego, en la medida que transcurre el tiempo, empezar a decrecer hasta el mes de septiembre, en el cual se tienen las mínimas concentraciones. También puede notarse cómo durante todo el tiempo, a partir de los 6 m de profundidad, las concentraciones de *OD* son muy similares.

TABLA 5.5 PERFILES DE CONCENTRACION MEDIO MENSUAL DE OD Y DBO SIMULADOS

| PROFUNDIDAD (m) | | CONCENTRACIONES PROMEDIO DE OD-DBO, g/m ³ | | | | | |
|-------------------------------------------|---|------------------------------------------------------|----------|------------|----------|-----------|-----------|
| | | ENERO | FEBRERO | MARZO | ABRIL | MAYO | JUNIO |
| E L E M E N T O S | 1 | 5.9- 7.0 | 5.3- 8.4 | 6.1- 9.3 | 6.3- 8.1 | 6.9- 7.3 | 5.8- 8.1 |
| | 2 | 5.0- 7.6 | 5.0- 9.0 | 5.8-10.0 | 5.7- 8.7 | 6.3- 7.9 | 5.1- 8.8 |
| | 3 | 4.6- 8.4 | 4.2-11.2 | 4.1-11.3 | 4.6- 9.5 | 5.4- 9.3 | 4.3-10.7 |
| | 4 | 4.0- 9.6 | 3.7-13.1 | 3.1-13.4 | 3.7-12.2 | 4.2-11.2 | 3.5-12.1 |
| | 5 | 3.8-11.3 | 2.4-14.3 | 2.0-15.0 | 2.3-14.0 | 3.3-13.7 | 2.1-13.9 |
| | 6 | 3.5-13.8 | 1.9-16.1 | 1.1-17.3 | 1.6-15.4 | 2.1-15.0 | 1.3-15.3 |
| | 7 | 1.6-15.9 | 1.3-16.6 | 0.8-17.5 | 1.0-15.9 | 1.4-15.3 | 0.8-17.4 |
| | | JULIO | AGOSTO | SEPTIEMBRE | OCTUBRE | NOVIEMBRE | DICIEMBRE |
| 3 S | 1 | 5.4- 8.7 | 4.2- 9.6 | 4.0-10.7 | 4.6-11.0 | 5.1- 8.8 | 5.4- 8.2 |
| | 2 | 4.1- 9.1 | 3.6-10.3 | 3.5-11.3 | 4.1-12.3 | 4.7- 9.3 | 4.8- 9.0 |
| | 3 | 3.3-11.4 | 2.9-11.3 | 3.0-12.0 | 3.6-13.1 | 4.2- 9.9 | 4.2-10.2 |
| | 4 | 2.9-12.7 | 2.1-12.4 | 2.7-12.8 | 3.0-13.7 | 3.6-10.7 | 3.7-10.7 |
| | 5 | 2.1-13.3 | 1.7-14.1 | 2.0-13.3 | 2.1-14.8 | 3.1-11.4 | 3.3-11.8 |
| | 6 | 1.7-15.4 | 1.3-16.3 | 1.8-14.9 | 1.6-15.6 | 2.6-12.3 | 3.0-13.5 |
| | 7 | 1.1-16.8 | 0.8-17.8 | 1.3-15.7 | 1.1-17.3 | 1.5-13.9 | 1.7-16.1 |

TABLA 5.5 PERFILES DE CONCENTRACION MEDIO MENSUAL DE OD Y DBO SIMULADOS

(CONTINUACION)

| PROFUNDIDAD (m) | | CONCENTRACIONES PROMEDIO DE OD-DBO, g/m ³ | | | | | |
|-------------------------------------------|----------|------------------------------------------------------|----------|------------|----------|-----------|-----------|
| | | ENERO | FEBRERO | MARZO | ABRIL | MAYO | JUNIO |
| E L E M E N T O S | 1 | 6.3- 6.7 | 5.8- 8.1 | 6.6- 9.0 | 6.9- 7.9 | 7.3- 8.2 | 7.0- 7.1 |
| | 2 | 5.8- 7.2 | 5.1- 8.9 | 5.9-10.2 | 5.8- 9.2 | 6.1- 9.7 | 5.9- 8.0 |
| | 3 | 5.2- 7.8 | 4.7-10.8 | 4.3-11.6 | 4.9-10.9 | 5.0-11.1 | 4.6- 9.2 |
| | 4 | 4.1- 9.2 | 3.1-12.3 | 3.4-12.9 | 3.7-11.3 | 4.1-12.3 | 3.8-11.4 |
| | 5 | 3.6-10.6 | 2.3-13.8 | 2.7-14.7 | 2.1-12.7 | 3.0-13.6 | 3.0-13.1 |
| | 6 | 2.1-12.1 | 1.8-14.9 | 2.0-16.3 | 1.3-14.6 | 2.0-15.2 | 2.3-14.6 |
| | 7 | 1.9-14.6 | 1.3-16.3 | 1.3-17.4 | 1.1-15.3 | 1.2-16.9 | 1.6-15.7 |
| | | JULIO | AGOSTO | SEPTIEMBRE | OCTUBRE | NOVIEMBRE | DICIEMBRE |
| | 1 | 6.2- 8.2 | 5.0- 8.8 | 4.3- 9.2 | 5.3-10.1 | 5.6- 8.3 | 5.9- 7.8 |
| | 2 | 5.0- 9.0 | 4.3-10.3 | 3.7-10.1 | 4.1-11.6 | 4.8- 9.0 | 5.0- 8.8 |
| | 3 | 4.2-10.3 | 3.1-11.0 | 2.9-11.7 | 3.5-12.7 | 4.1-10.6 | 4.6- 9.6 |
| | 4 | 3.5-11.8 | 2.4-12.4 | 2.0-12.4 | 2.7-13.5 | 3.5-11.9 | 3.8-10.4 |
| | 5 | 2.6-13.0 | 1.9-13.3 | 1.3-13.7 | 2.0-14.2 | 3.0-13.2 | 3.0-11.1 |
| | 6 | 1.5-14.2 | 1.2-14.9 | 1.0-14.4 | 1.3-15.7 | 2.3-14.8 | 2.1-12.9 |
| 7 | 0.9-15.6 | 1.1-15.2 | 1.0-15.6 | 1.0-16.9 | 1.7-10.1 | 1.3-14.9 | |

TABLA 5.5 PERFILES DE CONCENTRACION MEDIO MENSUAL DE OD Y DBO SIMULADOS

(CONTINUACION)

| PROFUNDIDAD (m) | | CONCENTRACIONES PROMEDIO DE OD-DBO, g/m ³ | | | | | |
|----------------------------------------------------------|----------|------------------------------------------------------|----------|------------|----------|-----------|-----------|
| | | ENERO | FEBRERO | MARZO | ABRIL | MAYO | JUNIO |
| E L E M E N T O s 1 9 7 | 1 | 6.8- 6.9 | 6.3- 8.0 | 7.1- 6.8 | 7.4- 7.2 | 7.7- 8.6 | 7.0- 6.9 |
| | 2 | 5.9- 7.6 | 5.4- 9.2 | 6.0- 7.7 | 6.8- 8.3 | 6.4- 9.9 | 6.0- 8.7 |
| | 3 | 4.7- 8.3 | 4.3-10.0 | 5.3- 8.4 | 5.7- 9.2 | 5.2-11.6 | 4.8- 9.9 |
| | 4 | 4.0- 9.2 | 3.6-11.2 | 4.7-10.1 | 4.5-11.0 | 4.2-12.8 | 3.7-11.6 |
| | 5 | 3.1-11.3 | 2.8-12.7 | 3.0-11.8 | 3.7-12.7 | 3.1-14.6 | 2.6-12.9 |
| | 6 | 2.0-13.6 | 1.8-14.1 | 2.2-12.1 | 2.1-13.9 | 2.0-15.6 | 1.3-14.4 |
| | 7 | 1.6-15.0 | 1.2-15.6 | 1.5-13.9 | 1.7-15.2 | 1.3-16.8 | 1.1-15.8 |
| | | JULIO | AGOSTO | SEPTIEMBRE | OCTUBRE | NOVIEMBRE | DICIEMBRE |
| | 1 | 6.3- 8.0 | 5.1- 8.5 | 4.2- 8.7 | 5.6- 9.3 | 5.0- 8.1 | 6.3- 7.5 |
| | 2 | 5.1- 8.9 | 4.2- 9.7 | 3.3-10.0 | 4.8-10.2 | 5.3- 9.0 | 5.4- 8.1 |
| | 3 | 4.0-10.7 | 3.1-11.1 | 2.7-11.3 | 3.6-11.6 | 4.4-10.7 | 4.1- 9.3 |
| | 4 | 3.1-11.6 | 2.3-12.3 | 2.1-12.7 | 2.9-12.9 | 3.7-11.9 | 3.2-10.4 |
| | 5 | 2.3-12.9 | 1.5-13.8 | 1.6-13.9 | 2.0-13.7 | 3.1-12.7 | 2.6-11.7 |
| | 6 | 1.2-14.6 | 1.0-14.9 | 1.1-14.6 | 1.7-14.9 | 2.2-13.9 | 1.8-13.9 |
| 7 | 0.8-15.9 | 0.6-16.6 | 0.7-17.0 | 1.2-16.0 | 1.0-15.8 | 1.1-15.3 | |

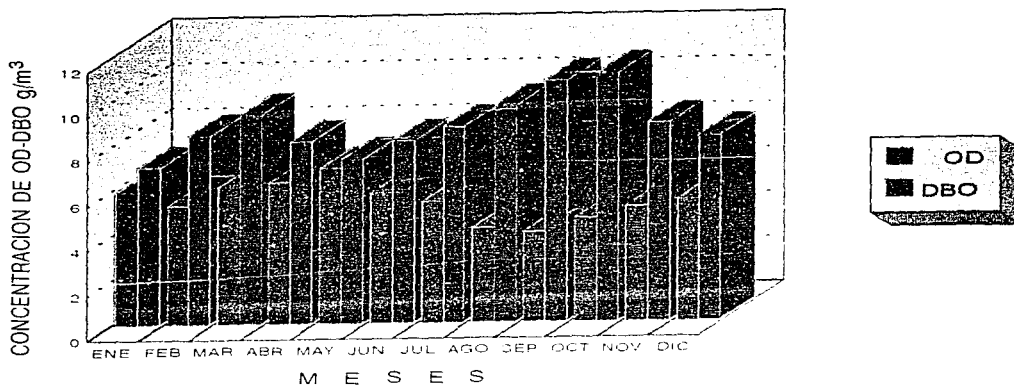


FIG 5.6 CONCENTRACIONES MEDIAS MENSUALES DE OD Y DBO SIMULADAS A UN METRO DE PROFUNDIDAD ELEMENTO No 35

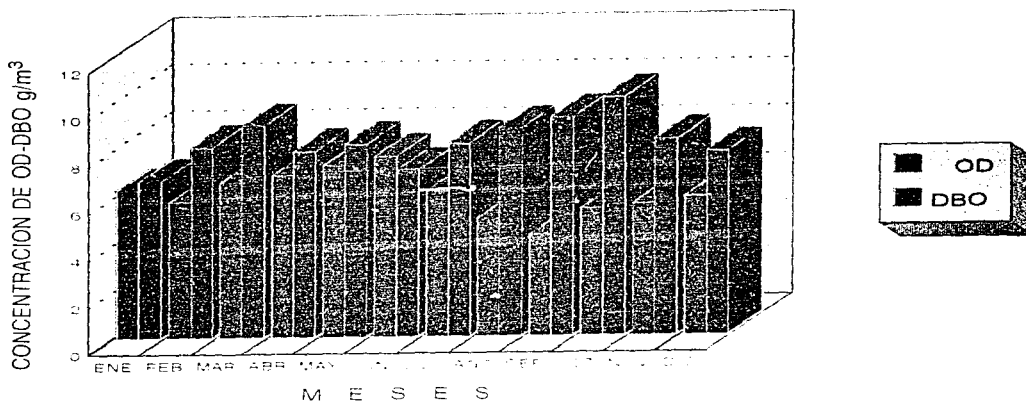


FIG 5.7 CONCENTRACIONES MEDIAS MENSUALES DE OD Y DBO SIMULADAS A UN METRO DE PROFUNDIDAD ELEMENTO No 92

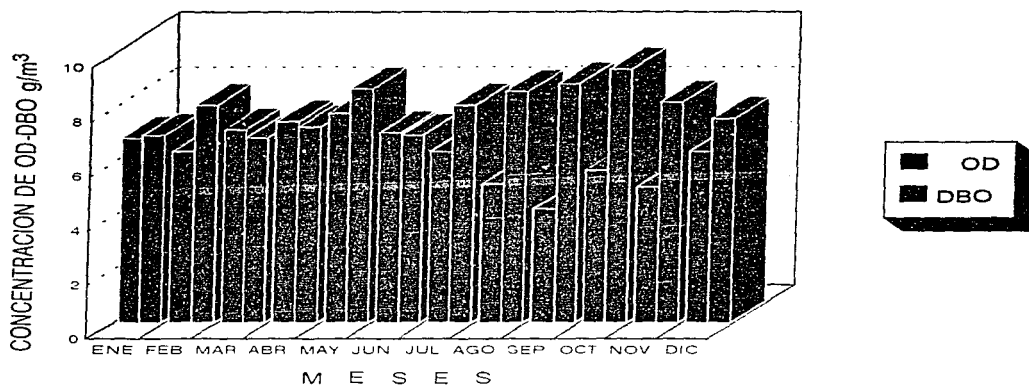


FIG 5.8 CONCENTRACIONES MEDIAS MENSUALES DE OD Y DBO SIMULADAS A UN METRO DE PROFUNDIDAD. ELEMENTO No. 197

El comportamiento observado está acorde con la variabilidad de la intensidad de la luz incidente, y por ende, con el comportamiento hidrotérmico del embalse; esto es, el periodo en el que se presentan las máximas concentraciones de *OD*, concuerdan con aquel en el que el agua está más caliente y la radiación solar incidente es máxima, como se ilustra en el Tabla 5.2 y la Figura 5.3, respectivamente.

Por otra parte era de esperarse que hubiera correspondencia entre el periodo en que se presenta la mínima concentración de *OD* con aquel en el cual se presentan las menores temperaturas en el agua y menor intensidad de la radiación solar incidente; sin embargo, esto no sucede así, sólo hay concordancia con la intensidad de la radiación solar correspondiente. Esta aparente discrepancia en tal comportamiento, se debe a que el gradiente de la intensidad de la luz incidente, entre el mes de mayo y el de septiembre, es mayor que el de temperatura para el mismo periodo; y por ende, en este caso la producción de oxígeno disuelto fotosintético es dominado por la magnitud de la radiación solar, más que por la temperatura.

Otro efecto importante que incide sobre la producción fitoplanctónica, lo constituye la

velocidad con que transita el agua dentro del embalse, aspecto que también se refleja en la magnitud del tiempo de retención hidráulico.

En la Tabla 5.6 se muestran los resultados de simular las velocidades medias mensuales y tiempos de retención hidráulico en los elementos de volumen en que fue discretizada la zona del embalse que alberga el río Huaynamota.

Tal información corresponde a las condiciones extremas de ingresos de agua por este río; o sea, a los gastos medios mensuales máximo (277.1 m³/s) y mínimo (2.81 m³/s).

En la Tabla 5.7 se muestra la información correspondiente a la zona del embalse que alberga el río Santiago, para los ingresos de 428.64 y 40.59 m³/s como máximo y mínimo medios mensuales; en las Figuras 5.9 y 5.10 se muestran las ilustraciones gráficas de la información mencionada y en la Tabla 5.8, la información correspondiente a los sitios donde confluyen los ríos y al de la parte media aguas abajo de éstos sitios.

TABLA 5.6 VELOCIDADES Y TIEMPOS DE RETENCION HIDRAULICOS EN LA ZONA DEL EMBALSE QUE ALBERGA EL RIO HUAYNAMOTA, PARA LOS GASTOS MAXIMO Y MINIMO MEDIOS MENSUALES QUE INGRESAN POR ESE RIO

| DISTANCIA (Km) | $\bar{Q} = 227.1 \text{ m}^3/\text{s}$ | | $\bar{Q} = 2.81 \text{ m}^3/\text{s}$ | |
|-------------------|----------------------------------------|---------------|---------------------------------------|---------------|
| | \bar{V} (m/s) | TRH (días) | \bar{V} (m/s) | TRH (días) |
| 5 | 0.089 | 0.643 | 1.112×10^{-3} | 52.00 |
| 10 | 0.046 | 1.252 | 0.571×10^{-3} | 101.201 |
| 15 | 0.032 | 1.975 | 0.398×10^{-3} | 145.273 |
| 20 | 0.016 | 3.556 | 0.201×10^{-3} | 287.453 |
| 25 | 0.010 | 5.584 | 0.128×10^{-3} | 451.343 |
| 30 | 0.0084 | 6.844 | 0.104×10^{-3} | 553.166 |
| 35 | 0.0053 | 10.857 | 0.066×10^{-3} | 877.506 |

Tanto en las Tablas 5.6 y 5.7 como en las Figuras 5.9 a 5.10, se observa la magnitud del impacto que se puede esperar, tanto en la velocidad de la corriente como en el tiempo de

retención hidráulico durante los periodos de máximo y mínimo ingreso de agua al embalse.

Así, en la Tabla 5.6 y la Figura 5.9 puede observarse que durante el periodo de máximo ingreso de agua por el río Huaynamota, aún cuando se presentan velocidades relativamente grandes (0.095 - 0.034 m/s) en los primeros 15 km, prevalecen las condiciones de un cuerpo de agua léntico, los cuales se caracterizan por tener velocidades menores a 2 cm/s y tiempos de retención hidráulicos mayores a dos días. Esta característica tiende a acentuarse en la medida en que disminuyen los ingresos de agua y así, para el mes de mayo, el embalse se comportará como un cuerpo de agua estático, ya que la magnitud de la velocidad máxima durante este periodo será del orden de 0.1 cm/s.

TABLA 5.7 VELOCIDADES Y TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICO CORRESPONDIENTES A LOS GASTOS MAXIMO Y MINIMO MEDIO MENSUAL QUE INGRESAN A LA PRESA POR EL RIO SANTIAGO

| DISTANCIA (Km) | $\bar{Q} = 428.6 \text{ m}^3/\text{s}$ | | $\bar{Q} = 40.59 \text{ m}^3/\text{s}$ | |
|-------------------|----------------------------------------|---------------|----------------------------------------|---------------|
| | \bar{V} (m/s) | TRH (días) | \bar{V} (m/s) | TRH (días) |
| 5 | 0.5058 | 0.114 | 0.479×10^{-1} | 1.208 |
| 10 | 0.2032 | 0.284 | 0.192×10^{-1} | 3.005 |
| 15 | 0.1223 | 0.473 | 0.115×10^{-1} | 4.995 |
| 20 | 0.0623 | 0.927 | 0.590×10^{-2} | 9.796 |
| 25 | 0.0330 | 1.749 | 0.313×10^{-2} | 18.474 |
| 30 | 0.0232 | 2.484 | 0.220×10^{-2} | 26.263 |
| 35 | 0.0094 | 6.135 | 0.892×10^{-3} | 64.861 |
| 40 | 0.0048 | 12.016 | 0.456×10^{-3} | 126.884 |
| 45 | 0.0039 | 14.822 | 0.369×10^{-3} | 156.510 |
| 50 | 0.0040 | 14.406 | 0.380×10^{-3} | 152.116 |
| 55 | 0.0045 | 12.708 | 0.431×10^{-3} | 134.195 |
| 60 | 0.0058 | 9.833 | 0.557×10^{-3} | 103.853 |

TABLA 5.8 VELOCIDAD Y TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICO

| GASTO (m ³ /s) | CONFLUENCIA | | AGUAS ABAJO DE LA CONFLUENCIA | |
|------------------------------|-------------|-------|-------------------------------|-------|
| | VELOCIDAD | TRH | VELOCIDAD | TRH |
| 43.4 | 1.83 E-04 | 51.21 | 1.83 E-04 | 31.51 |
| 655.7 | 2.77 E-03 | 3.39 | 2.77 E-03 | 2.086 |

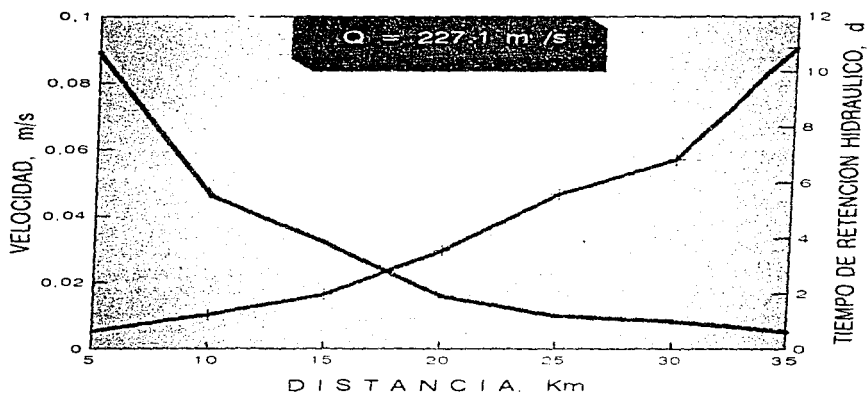
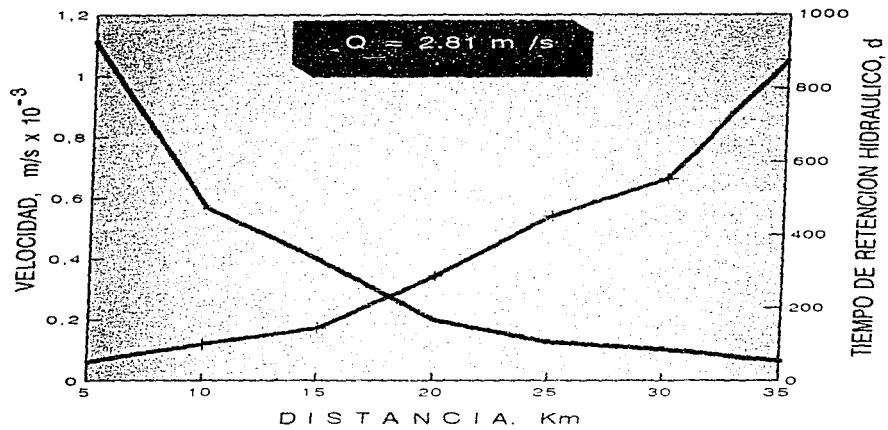


FIG 5.9 VELOCIDADES Y TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICO, ZONA QUE ALBERGA EL RIO HUAYNAMOTA

En ambos casos hay concordancia con el comportamiento del *OD* dentro del embalse; esto es, durante el periodo de máximo ingreso de agua, y por ende en el que los tiempos de retención hidráulico son menores, la concentración de *OD* es mínima; en cambio, durante el periodo de estiaje, en el que las aportaciones de agua al embalse son mínimas se alcanzan las mayores concentraciones de *OD*.

Cabe señalar que durante el periodo de máximo ingreso de agua, la calidad de ésta en los primeros 15 km dentro del embalse, será muy similar a la del río Huaynamota.

En lo que concierne al comportamiento del embalse en la zona que alberga el río Santiago, el comportamiento es muy similar a lo ya expuesto. En la Tabla 5.7 y la Figura 5.10 se muestran los resultados correspondientes. En este caso, aún cuando los ingresos de agua máximo y mínimo son muy superiores en magnitud a los correspondientes al río Huaynamota, en ambos casos la evolución de la concentración del *OD* es similar.

Es pertinente hacer notar que durante el periodo de máximas aportaciones por el río Santiago, los primeros 30 km de la zona que alberga a este río presentarán un comportamiento cuasiléntico, lo cual implica que durante este periodo la calidad del agua contenida en esa zona tenderá a ser similar a la del río Santiago.

En lo relativo a la evolución de la (*DBO*) los resultados son congruentes con el comportamiento del *OD*; por ejemplo, en la Figura 5.11 se ilustra el comportamiento conjunto de estos dos parámetros en la columna de agua. En esa figura se observa que el *OD* y la *DBO* se comportan cualitativamente de manera similar, pero cuantitativamente no sucede así, para las condiciones extremas analizadas. Puede notarse que durante el periodo de máximo ingreso de agua (mes de septiembre) la concentración de *OD* decrece paulatinamente desde una concentración de 4 g/m³ a 1 m de profundidad, hasta el valor de 1.2 g/m³ a 7 m de profundidad. Lo mismo sucede con el comportamiento de la *DBO*, pero en sentido inverso; es decir, la *DBO* se incrementa lentamente conforme se avanza en la profundidad.

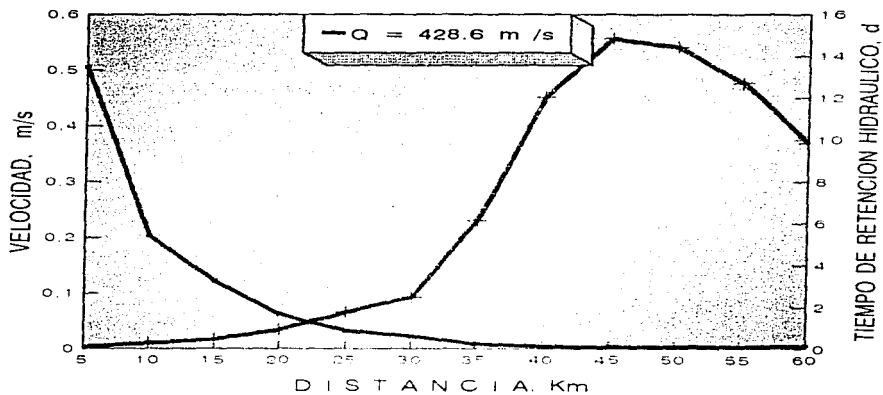
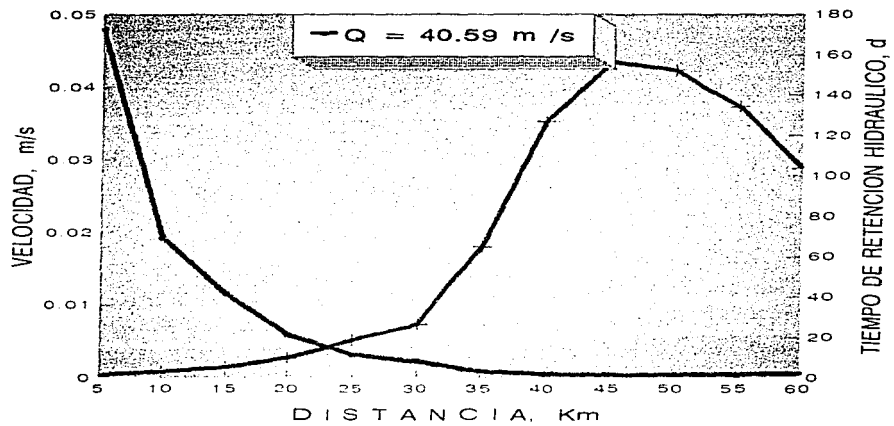


FIG 5.10 VELOCIDADES Y TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICO, ZONA QUE ALBERGA EL RIO SANTIAGO

En las Figuras 5.12 y 5.13, se muestran las gráficas de los resultados del comportamiento del *OD* y la *DBO* correspondientes a los elementos 92 y 197. En ellas se observa que en tales sitios se tendrá un comportamiento similar a lo ya explicado, con la salvedad de que las concentraciones en los primeros metros de profundidad serán sensiblemente mayores.

En todos los casos se observa que habiendo concentraciones de *OD* por arriba de los 4 g/m³ en los primeros metros de profundidad, las concentraciones de *DBO* deberían ser menores, ya que hay *OD* disponible para que se ejerza; sin embargo, aparentemente no es así. Lo que sucede es que en la medida en que el crecimiento fitoplanctónico se incrementa, la mortandad de estos organismos también aumenta, dando como resultado final incrementos en la *DBO*; principalmente en las zonas de mayor producción fitoplanctónica.

Por otra parte, en lo que concierne a los criterios de calidad del agua con base en el contenido de oxígeno disuelto, tanto en el Tabla 5.5 como en las Figuras 5.11 a 5.13, se observa que desde la superficie hasta los 5 m de profundidad, el agua será de buena calidad durante todo el año, excepto en las "colas" del embalse, principalmente durante el periodo en que se presentan las máximas ingresos de agua a él.

De acuerdo con lo anterior y los criterios ecológicos de calidad del agua^[58], ésta cumple con los requerimientos para su uso como fuente de abastecimiento para agua potable y para acuicultura de la mayoría de las especies comerciales características de las presas.

También puede notarse que conforme se avanza en la profundidad, la concentración de *OD* tiende a ser cero y la *DBO* a incrementarse hasta un valor que oscila entre los 15 y 17 g/m³. En este caso, esta condición se establece porque la mayoría de las veces la magnitud de la radiación solar incidente alcanza su nivel de compensación alrededor de los 7 m, por lo que a esa profundidad la productividad neta tiende a cero y la *DBO* no se ejerce en condiciones aerobias, manteniendo su concentración prácticamente constante.

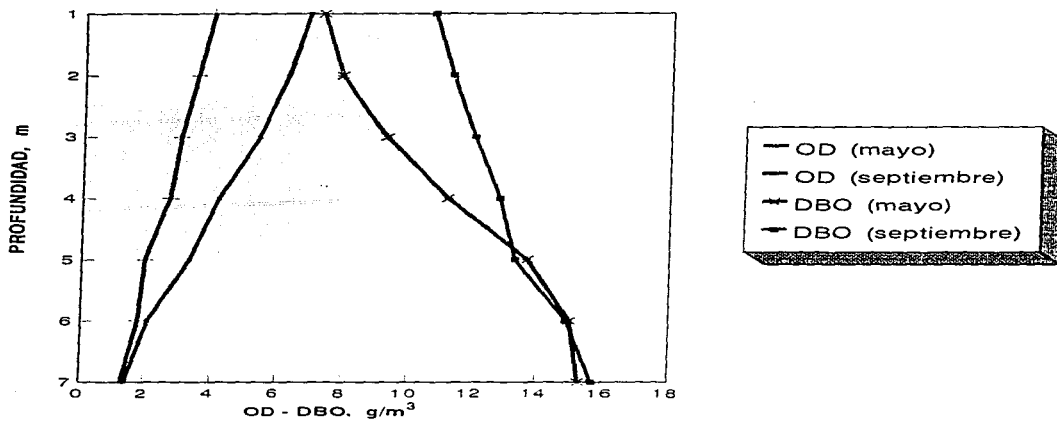


FIG 5.11 CONCENTRACIONES MAXIMA Y MINIMA DE OD Y DBO EN LA COLUMNA DE AGUA EN EL ELEMENTO No. 35

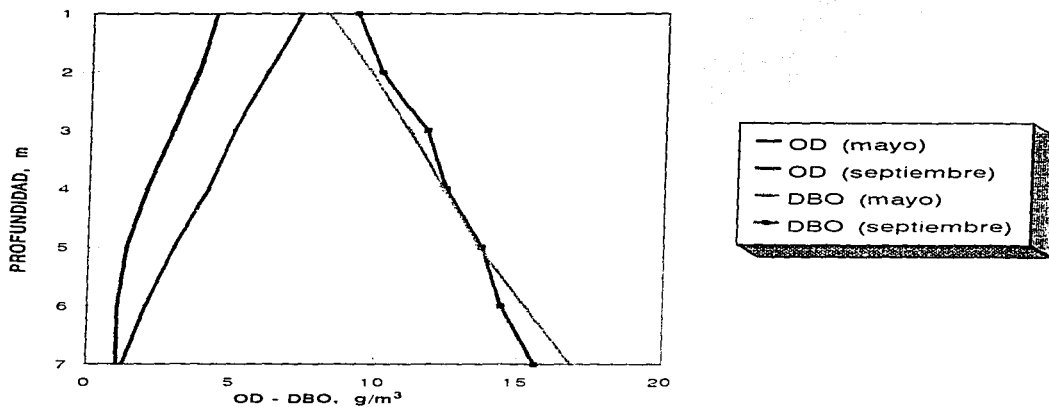


FIG 5.12 CONCENTRACIONES MAXIMA Y MINIMA DE OD Y DBO EN LA COLUMNA DE AGUA EN EL ELEMENTO No. 92

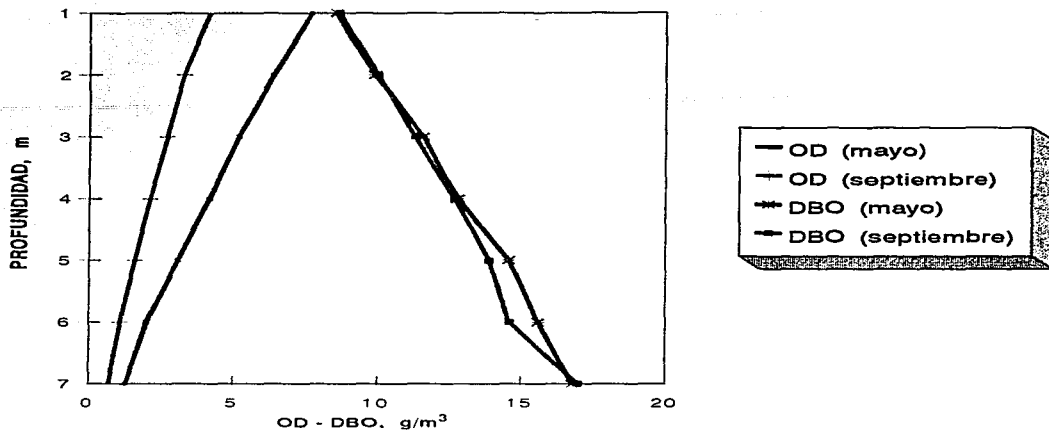


FIG 5.13 CONCENTRACIONES MAXIMA Y MINIMA DE OD Y DBO EN LA COLUMNA DE AGUA EN EL ELEMENTO No. 197

Finalmente, de acuerdo con las características del modelo y los resultados presentados, a partir de los 7 m de profundidad, prevalecerán las condiciones anóxicas, principalmente en las vecindades del fondo del embalse.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De los resultados obtenidos en este trabajo se desprenden las siguientes conclusiones y recomendaciones:

- 1) Partiendo de las ecuaciones de continuidad y suponiendo un flujo cuasipermanente, se elaboró un modelo matemático que permitió estimar teóricamente, la evolución del oxígeno disuelto (OD) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en la presa hidroeléctrica Aguamilpa, en el estado de Nayarit, México.
- 2) El modelo se conformó de tal manera que permite, sin muchas dificultades, la incorporación de las ecuaciones que describen la cinética de otros parámetros de calidad del agua, así como hacerle los cambios necesarios para estudiar la evolución del OD y la DBO en otros embalses.
- 3) El modelo es de tipo explícito, en un esquema de diferencias finitas en el que se consideran las ecuaciones de transporte de OD y DBO en las direcciones horizontal y vertical y las ecuaciones cinéticas en las que se hace intervenir como fuente de oxígeno, el que se produce vía fotosíntesis, afectado por la intensidad de la luz disponible dentro del agua; y como sumideros el de la DBO, tanto de la que entra por los influentes, como la que se incorpora como detritus por la muerte del fitoplancton, considerando en todos los procesos involucrados los efectos en su magnitud que pueda causar la temperatura.

- 4) Los resultados obtenidos con las simulaciones, están cualitativamente acordes con las ecuaciones dinámicas de los procesos biológicos e hidrofísicos considerados y con sus relaciones; por ejemplo, el comportamiento del oxígeno disuelto está de acuerdo con la variabilidad de la intensidad de la luz incidente, puesto que el periodo en que se presentan las máximas concentraciones de OD, concuerdan con aquel en que el agua está más caliente y la radiación solar incidente es máxima.
- 5) No obstante que los resultados de la distribución de las concentraciones del OD y la DBO dentro del embalse muestran congruencia con lo que teóricamente se esperaba, éstos deben verificarse en el campo, ya que en el modelo no se consideraron como fuente de DBO y sumidero de OD los sólidos orgánicos que ingresarán al embalse, ni el material orgánico que quedará inundado.
- 6) Del análisis exploratorio realizado para evaluar el efecto del viento sobre la transferencia de oxígeno atmosférico al embalse resultó que, para los propósitos prácticos de este estudio, tal efecto podía ignorarse; sin embargo, para los cálculos del balance de calor, sí fué considerado.
- 7) En lo que concierne al comportamiento térmico del embalse, los resultados de las simulaciones indican que la temperatura del agua no será menor a 15°C ni mayor a 29°C, y que el embalse tendrá un periodo de estratificación térmica, siendo máxima en el mes de mayo, periodo en el que el espesor del epilimnio, y por ende el de la termoclina, se ubicarán entre los 5 y 6 metros de profundidad. También, de los resultados se obtiene que el embalse tendrá un periodo de mezclado, a partir del mes de noviembre en el que tenderá a las condiciones homotérmicas.

De acuerdo con estas características y los criterios de clasificación de Hutchinson⁽⁴⁹⁾, el embalse de Aguamilpa será de tipo tropical monomítico.

el embalse de aguamilpa será de tipo tropical monomórfico.

- 8) El análisis conjunto del efecto de la intensidad de la luz incidente en la superficie del agua y la temperatura en el embalse, sobre la producción de oxígeno fotosintético, indica que ésta tiende a ser dominada por la intensidad de la luz, principalmente en los meses de mayo a septiembre, periodo en el que el gradiente de la intensidad de la luz es mayor que el de la temperatura.
- 9) Los modelos de calidad del agua han probado ser herramientas poderosas para el manejo de los recursos hídricos y para México el desarrollo de este tipo de herramientas se hace imprescindible; sin embargo, la carencia de información relativa a los parámetros que se requieren para los modelos ha impedido verificar la calidad de los resultados que éstos producen; por tanto es recomendable que dentro de los programas de monitoreo de la calidad del agua en los lagos y embalses, se incluyan mediciones de parámetros tales como: velocidad y dirección del viento, intensidad de la radiación solar en la superficie y en la columna del agua, características morfológicas de los cuerpos de agua, gastos de entrada y salida, con el propósito de conocer su variabilidad en el espacio y el tiempo, ya que como en este trabajo, algunos parámetros que se sabe son variables (coeficiente de atenuación de la luz, concentraciones de OD y DBO en los influentes) se consideraron constantes durante todo el proceso de simulación.
- 10) Es recomendable conformar grupos interdisciplinarios para desarrollar los modelos de calidad del agua, ya que esto demanda la integración de muchos campos del conocimiento; de otra forma el avance en el desarrollo de estas herramientas de simulación no progresa con la prontitud que se requiere para dar solución a los problemas de contaminación.

REFERENCIAS

1. THOMANN, R.U. "Systems analysis and water quality management". McGraw-Hill Book Co., N.Y., 1972.
2. KRENKEL, P.A. and Novotry, V. "Water quality management", Academic Press, N.Y., 1980.
3. ORLOB, G.T. "Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs", John Wiley & Sons, Inc., N.Y., 1983.
4. JØRGENSEN, S.E. (Editor) "State of the art in ecological modeling", Pergamon Press, N.Y., 1979.
5. ARTHINGTON, A.H., Miller, G.J. and Outridge, P.M. "Water quality, phosphorus budgets and management of Dune Lakes used for recreation in Queensland (Australia)", *Wat. Sci. Tech.* 21(2):111-118, 1989.
6. ANTOSCH, L.M. "Phosphorus management to protect lake water quality", *Wat. Res. Bull.* 20(1):23-26, 1984.

7. OMS/OPS-CEPIS-JCA. Memoria del 4o. Encuentro del Proyecto Regional Desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. San Juan, Puerto Rico, 1987.
8. RECKHOW, K.H. "Quantitative techniques for the assessment of lake quality", U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1979.
9. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY "Environmental modeling and simulation", Washington, D.C., 1976.
10. SIMONS, T.J. and Lam, D.C.L. "Some limitations of water quality models for large lakes; a case study of Lake Ontario". *Wat. Resources Res.* 16(1):105-116, 1980.
11. -----, "Processes, coefficients and models for simulating toxic organic and heavy metals in surface waters", Athens, GA, 1987.
12. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. "WASP4, a hidrodynamic and water quality model". U.S. Environmental Research Laboratory, office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia 30613, January 1988.
13. VAN DUIN, E.H.S. AND LIJLEMA, L. "Development of an operational two-dimensional water quality model for lake Marken, The Netherlands", *Wat. Sci. Tech.* 21(12):1817-1820, 1989.
14. RECKNAGEL, F., Benndorf, J., Kruspe, R. and Puetz, K. "Model-assited decision making procedure for water quality control on lakes and reservoirs", Annual Review in Automatic Programming, Vol. 12, Part 2, Pergamon Press, N.Y., 1985.

15. HART, W.C. and Waller, D.H. "Application of a phosphorus loading model to water quality management in the Shubenacadie River basin", Proceedings of the Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering Montreal, Canada, 1984.
16. GORDON, J.A. "Evaluation of the LARM two-dimensional model for water quality management purposes", Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundements, Minneapolis, Minn., 1980.
17. BUKATA, R.P., Jerome, J.H., Bruton, J.E., Jain, S.C. and Zwick, H.H. "Optical water quality model of Lake Ontario-1. Determination of the optical cross sections of organic and inorganic particulates in Lake Ontario", *Appl. Optics* 20(9):1696-1703, 1981.
18. BUKATA, R.P., Bruton, J.E., Jerome, J.H., Jain, S.C. and Zwick, H.H. "Optical water quality model of Lake Ontario-2. Determination of chlorophyll *a* and suspended mineral concentrations of natural waters from submersible and low altitude optical sensors". *Appl. Optics* 20(9):1704-1717, 1981.
19. RILEY, M.J. and Stefan, H.G. "A dynamic lake water quality simulation model". *Ecol. Model.* 43(3-4):155-182, 1988.
20. STEFAN, H.G. "Lake mixing dynamics and water quality models". *Journ. Minn. Acad. Sci.* 55(1):86-94, 1989.
21. MARTIN, J.L. "Application of two-dimensional water quality models". *Journ. Environ. Engineering* 114(2):317-336, 1988.
22. ----- "Application of a two-dimensional model of hydrodynamics and water (CE-

QUAL-W2) to DeGray Lake, Arkansas". The National Technical Information Service, Springfield, VA, Technical Report E-87-1, march 1987.

23. BRINKMAN, J.J., Groot, S., Los, F.J. and Griffioen, P. "Integrated water-quality and water-quantity model as a tool for water management: application to the Province of Friesland, The Netherlands". *Int. Vereinigung Theor. Angewandte Limnol.* 23(3):1488-1494, 1988.
24. FUKUSHIMA, T. and Muraoka, K. "Simple model to predict water quality in 90 Japanese lakes". *Int. Vereinigung Theor. Angewandte Limnol.* 23(2):812-827, 1988.
25. MURAOKA, K. and Fukushima, T. "Box model for prediction of water quality in eutrophic lakes". *Ecol. Model.* 31(1-4):221-236, 1986.
26. NAGY, L.A. and Butters, D.C. "Development of water quality models for the control of eutrophication in Lake Burley Griffin". *Water* 15(1):14-17, 1988.
27. BANKS, R.B. "Modelo de celdillas de mezclado para calcular *OD* y *DBO* en ríos y lagos". Instituto de Ingeniería, UNAM, No. 337, abril de 1974.
28. DE VICTORICA, A.J., Iturbe, A.R. y Fuentes, G.V. "Simulación y control sanitario del sistema hidráulico del Plan Lago de Texcoco". Informe elaborado por el Instituto de Ingeniería, UNAM, para la Comisión del Lago de Texcoco, SARH, proyectos 1329 y 1330, junio de 1982.
29. SIMONS, T.J. "Effect of outflow diversion on circulation and water quality of Lake Chapala". Prepared for Centro de Estudios Limnológicos, SARH, Project MEX CWS-010, Guadalajara, Jal., noviembre de 1984.
30. DE VICTORICA, A.J. "Influencia de la hidrodinámica de embalses en la

evolución de la calidad del agua". Series del Instituto de Ingeniería, UNAM, No. 480, septiembre de 1984.

31. SECRETARIA DE AGRICULTURA Y RECURSOS HIDRAULICOS, Dirección General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos. "Cuantificación de la evaluación de la calidad del agua en el lago de Pátzcuaro, con base en sus características biológicas". Informe elaborado por Ingeniería Ambiental y Ecología, S.A. de C.V., Contrato No. ACSH-87-01-E, 1988.
32. DE VICTORICA, A.J. y Olvera, S.J.C. "Modelo numérico para simular la producción fotosintética de oxígeno en embalses". Memorias del VII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Oaxaca, Oax., septiembre de 1990.
33. SAN ROMAN, G.O.R. "Modelo matemático de eutroficación para cuerpos de agua cálidos". Memorias del VII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Oaxaca, Oax., septiembre de 1990.
34. WEBER, W.J. Jr. "Physicochemical processes for water quality control", Wiley-Interscience, N.Y., 1972.
35. DOUGLAS, J.F., Gasiorek, J.M. and Swaffield, J.A. "Fluid mechanics", Second Edition, Longman Scientific and Technical, England, 1985.
36. MILNE-THOMPSON, L.M. "Theoretical hydrodynamics", Fourth Edition, The MacMillan Co., N. Y., 1960.
37. LEVI, E. "Elementos de mecánica del medio continuo", Editorial Limusa, México, 1980.
38. McCORMACK, P.D. and Crane, L. "Physical fluid dynamics", Academic Press,

N. Y., 1973.

39. PINDER, G.F. and Gray, W. G. "Finite element simulation in surface and subsurface hydrology", Academic Press, N. Y., 1977.
40. KIKKAWA, H. "Reservoir sedimentation". Proceedings of the First Seminary Japanese - American in Erosion and Sedimentation. Honolulu, Hawaii, USA, 1978.
41. CHAPRA, S.C and Reckhow, K.H. "Engineering approaches for lake management", Vol. 2: Mechanistic modeling, Butterworth Publ., Boston, 1983.
42. ALMANZA, R. y López S. "Radiación solar global en la República Mexicana mediante datos de insolación", Instituto de Ingeniería, UNAM, Serie Azul Núm. 357, Octubre de 1975.
43. DE VICTORICA, A.J. "Modelo numérico para el análisis del régimen térmico en las presas", Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Noviembre de 1987.
44. TABOR, H. and Weinberger, Z. "Nonconvective solar pounds". In: Solar Energy Handbook, Kreider and Kreith, Eds., McGraw-Hill Book Co., N. Y., 1981.
45. TENNESSEE VALLEY AUTHORITY (TVA) "Heath and mass transfer between a water surface and the atmosphere", Laboratory report No. 14, Valley Authority, Water Resources Research, April 1972.
46. REID, G.K. and Wood, R.D. "Ecology of inland waters and estuaries", Second Edition, D. Van Nostrand Company, N. Y., 1976.
47. METCALF & EDDY, Inc. "Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse",

Second Edition, McGraw-Hill Book Company, N. Y., 1979.

48. DE VICTORICA, A.J.L. "Estudio del comportamiento de la laguna experimental No. 1 de la UNAM, en relación con el parámetro θ de la expresión de Van't Hoff-Arrhenius", Tesis Maestría en Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, UNAM, enero de 1978.
49. HUTCHINSON, G.E. "A treatise on Limnology". Vol.I: Geography, Physics and Chemistry, John Wiley and Sons, N. Y., 1975.
50. HIRIART, L.G. y Pereyra, D.D. "Balance de energía agua-atmósfera y algunas aplicaciones", Memorias del IX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Venezuela, junio de 1980.
51. COMISION FEDERAL DE ELECTRICIDAD (CFE), P.H. Aguamilpa. "Descripción del proyecto hidroeléctrico Aguamilpa, Nayarit, Méx.", diciembre de 1990.
52. CFE, P.H. Aguamilpa. "Informe de avance de estudios específicos", Tercer Taller de Protección Ambiental de los P.H. Aguamilpa y Zimapán, Tepic, Nay., octubre de 1991.
53. CFE, Unidad de Ecología y Medio Ambiente, P.H. Aguamilpa, "Información general sobre el P.H. Aguamilpa", diciembre de 1989.
54. UHLMANN D. "Hydrobiology". A text for engineers and scientists, John Wiley & Sons Ltd., N. Y., 1979.
55. GLOYNA E. F. "Estanques de estabilización de aguas residuales". Organización Mundial de la Salud, Ginebra, 1973

56. MARGALEF, R. "Limnología". Ed. Omega, Barcelona España, 1983.
57. DE VICTORICA A.J.L. Y Rojas V.N. "Determinación experimental de la tasa máxima de crecimiento e intensidad de saturación de la luz para un cultivo fitoplanctónico mixto". VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A.C.. Cocoyoc Morelos; México, 1992
58. SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA, "Gaceta Ecológica", Vol. II, Núm. 6, enero de 1990, México, D.F.

A N E X O

ANÁLISIS DE LA TRANSFERENCIA DE OXÍGENO POR REAERACION Y PRODUCCION DE OXÍGENO FOTOSINTETICO

En los lagos y embalses, el efecto del viento sobre la tasa de transferencia de oxígeno atmosférico al agua puede ser importante, por esto, aunque se carezca de información o ésta sea escasa, es posible hacer una valoración teórica de tal efecto y estimar la magnitud del error que puede cometerse si la oxigenación del agua por reaeración no se considera.

Análisis teórico

La tasa de transferencia de oxígeno atmosférico al agua, está definida por la siguiente ecuación de conservación:

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = KA (C_s - C) \quad (1)$$

donde

V volumen unitario, m³

C concentración de oxígeno disuelto, g/m³

t tiempo, d

K coeficiente de transferencia de oxígeno, m/d

A área de la interfase aire-agua, m²

C_s concentración de saturación de oxígeno en el agua, g/m³

C concentración de oxígeno disuelto, g/m³

Para calcular la magnitud del coeficiente de transferencia de oxígeno, K, la literatura cita gran cantidad de formulaciones, dentro de las cuales la desarrollada por Banks R. y Flores H.⁽²⁾ es de las más aceptadas. Estos investigadores desarrollaron, haciendo una analogía con la ecuación unidimensional de transferencia de calor, la siguiente relación para estimar el coeficiente de transferencia:

$$K_o = 10^{-6} [8.43 \sqrt{U} - 3.67 U + 0.43 U^2] \quad (2)$$

En la ecuación anterior, las unidades de los parámetros K_o y U están en m/s; este último medido dentro del embalse a una elevación de 10 m.

Por otra parte, la ecuación (1) también puede escribirse en la forma siguiente

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{KA}{V} (C_s - C) \quad (3)$$

ó

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{K_o}{H} (C_s - C) \quad (4)$$

En la ecuación anterior puede notarse que K_o/H tiene unidades de d^{-1} . A esta relación Banks la identifica como $K_{o,2}$ y la denomina "Coeficiente de reaereación"; y propone para estimar su magnitud, la siguiente ecuación:

$$K_{o,2} = \frac{1}{H} [0.384 \sqrt{U} - 0.088 U + 0.0029 U^2] \quad (5)$$

En esta ecuación, el significado y unidades de las literales son:

- $K_{o,2}$ coeficiente de reaereación, d^{-1}
- U velocidad del viento, Km/h
- H profundidad, m

Finalmente, la tasa de transferencia de oxígeno atmosférico al agua, queda definida como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = K_{o,2} (C_s - C) \quad (6)$$

- 1) Estimación del coeficiente de reaeración y tasa de transferencia de oxígeno al agua para varias velocidades del viento.

Para los cálculos, se usó la siguiente información:

- ◆ Concentración de oxígeno en equilibrio a 0.97 atm. y 23°C: $C_s = 8.3$ mg/l
- ◆ Concentración de oxígeno disuelto dentro del embalse: $C = 5$ mg/l
- ◆ Profundidad media del embalse = 54 m
- ◆ Velocidades del viento: desde 3.6 hasta 108 km/h

Con la información anterior y las ecuaciones (5) y (6), se obtuvieron los resultados que se muestran en la tabla de la página siguiente.

- 2) Producción de oxígeno fotosintético

Para estimar la producción de oxígeno vía fotosíntesis, se usó la ecuación de Michaelis-Menten en su forma integrada:

$$OD = \alpha P_o \exp(\mu \cdot t) \quad (7)$$

donde

- OD producción de oxígeno, mg O_2 /(l·d)
- α factor de transformación, mg O_2 /organismo
- P_o número de organismos en el tiempo $t = 0$
- μ tasa de crecimiento fitoplanctónico, d^{-1}
- t tiempo, d

COEFICIENTES DE REAERACION Y OXIGENO TRANSFERIDO AL AGUA

| VELOCIDAD DEL VIENTO km/h | COEFICIENTE DE REAERACION, d ⁻¹ | TRANSFERENCIA DE OXIGENO, mgO ₂ / (l·d) |
|---------------------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| 3.6 | 0.008322 | 0.027462 |
| 7.2 | 0.010132 | 0.033435 |
| 10.8 | 0.012033 | 0.039711 |
| 14.4 | 0.014654 | 0.048359 |
| 18.0 | 0.018237 | 0.060181 |
| 21.6 | 0.022905 | 0.075588 |
| 25.2 | 0.028735 | 0.094825 |
| 28.8 | 0.035773 | 0.118051 |
| 32.4 | 0.044053 | 0.145375 |
| 36.0 | 0.053600 | 0.176880 |
| 39.6 | 0.064432 | 0.212625 |
| 43.2 | 0.076563 | 0.252658 |
| 46.8 | 0.090005 | 0.297016 |
| 50.4 | 0.104767 | 0.345730 |
| 54.0 | 0.120856 | 0.398824 |
| 57.6 | 0.138279 | 0.456320 |
| 61.2 | 0.157041 | 0.518236 |
| 64.8 | 0.177147 | 0.584586 |
| 68.4 | 0.198601 | 0.655384 |
| 72.0 | 0.221406 | 0.730641 |
| 75.6 | 0.245566 | 0.810367 |
| 79.2 | 0.271082 | 0.894571 |
| 82.8 | 0.297958 | 0.983261 |
| 86.4 | 0.326195 | 1.076443 |
| 90.0 | 0.355795 | 1.174124 |
| 93.6 | 0.386761 | 1.276310 |
| 97.2 | 0.419092 | 1.383005 |
| 100.8 | 0.452792 | 1.494215 |
| 104.4 | 0.487861 | 1.609943 |
| 108.0 | 0.524301 | 1.730193 |

Debido a que en la literatura consultada no reportan valores para el factor de transformación α , éste se determinó indirectamente. Para esto, se determinó el contenido de clorofila (a) correspondiente a cierto número de algas presentes en una muestra de agua tomada en la presa hidroeléctrica Santa Rosa, situada aguas arriba del embalse de Aguamilpa, y luego, de la literatura, se tomó un factor que relaciona los mg de oxígeno producido por mg de clorofila (a), esto es:

En el laboratorio se obtuvo la relación $2 \times 10^{-9} \frac{\text{mg Cl (a)}}{\text{organismo}}$

y de la literatura^(b) $0.133 \frac{\text{mg O}_2}{\text{mg Cl (a)}}$

Con las relaciones anteriores, se obtuvo el valor del factor α :

$$\alpha = 2.66 \times 10^{-10} \frac{\text{mg O}_2}{\text{organismo}}$$

Con este valor para α y los siguientes para los demás parámetros contenidos en la ecuación (7),

$$\mu = 1.708^{(c)}$$

$$P_o = 1'520,430 \text{ org/ml. (Presa Santa Rosa)}$$

se obtiene, para un fotoperiodo de 12 horas, una producción de oxígeno de $0.95 \text{ mg O}_2/(1-d)$.

Evaluación

En la tabla de resultados puede verse que para igualar por reaeración, los 0.95 mg O₂/(l·d) producidos vía fotosíntesis, es necesario que el viento incida sobre el embalse con una velocidad del orden de 82.8 Km/h (23 m/s) durante 24 horas. También, puede notarse que para el promedio anual de la velocidad del viento dominante registrada^d (7.2 Km/h) en el observatorio de la ciudad de Tepic, pueden transferirse al agua del orden de 0.033 mg O₂/(l·d) si la magnitud de la velocidad del viento, arriba señalada, se mantiene constante e incidiendo sobre la superficie del agua durante 24 horas. De ser así, la cantidad de oxígeno transferida por reaeración, representa aproximadamente el 3.4 % de la cantidad producida por fotosíntesis. Tal magnitud, aunada al hecho de que el embalse de Aguamilpa presenta una morfometría accidentada y de que se encuentra protegido por cadenas montañosas, indujeron a pensar que la introducción de oxígeno por reaeración, desde el punto de vista práctico, podía ignorarse.

Referencias

- (a) Banks R.B. y Flores H.F. "Effect of the wind and rain on the reaeration coefficient in lakes", Sep. de 1977, E-27, Instituto de Ingeniería, UNAM.
- (b) USEPH "Rates, constantes, and kinetics formulations in surface water quality modeling" EPA/600/3-85/040, June 1985; Athens, Georgia 30613.
- (c) Rojas V.N. "Evaluación experimental del efecto de la variación de la luz sobre la productividad fitoplanctónica de un cultivo mixto". Tesis de licenciatura en Biología, ENEP, Campus Iztacala; Sept. de 1992, México.
- (d) Secretaría de Recursos Hidráulicos "Atlas del agua de la república mexicana", p. 125; México, 1976.

AREAS HIDRAULICAS TOTALES, m²

" RIO HUAYNAMOTA "
(inicio del embalse)

| | | | | | |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 955.50 | 1225.22 | 1504.78 | 1794.16 | 2093.44 | 2402.40 |
| 2721.17 | 3049.86 | 3388.37 | 3736.36 | 4095.00 | 4301.37 |
| 4498.56 | 4686.57 | 4865.40 | 5034.88 | 5195.34 | 5346.81 |
| 5488.73 | 5621.65 | 5733.00 | 5988.87 | 6246.81 | 6506.63 |
| 6768.56 | 7032.13 | 7297.56 | 7564.87 | 7834.04 | 8104.83 |
| 8375.05 | 9335.73 | 10328.76 | 11357.04 | 12420.58 | 13519.27 |
| 14653.17 | 15822.25 | 17026.31 | 18265.98 | 19540.64 | 20012.13 |
| 20484.75 | 20957.98 | 21431.89 | 21906.38 | 22361.66 | 22838.10 |
| 23314.02 | 23791.42 | 24291.00 | 24812.40 | 25328.99 | 25847.05 |
| 26360.32 | 26875.96 | 27389.03 | 27900.89 | 28411.85 | 28921.86 |
| 29429.63 | 31067.38 | 32748.15 | 34473.34 | 36241.42 | 38053.08 |
| 39908.48 | 41806.65 | 43748.83 | 45734.49 | 55788.20 | |

" RIO SANTIAGO "
(confluencia de los ríos)

| | | | | | |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 58835.61 | 61750.01 | 64774.97 | 67786.01 | 70697.60 | 73547.82 |
| 76279.59 | 79042.53 | 81722.23 | 84322.72 | 86849.72 | 88448.98 |
| 90013.91 | 91520.82 | 93049.06 | 94519.30 | 95959.33 | 97361.59 |
| 98742.61 | 100086.00 | 101399.30 | 102688.10 | 103953.30 | 105152.00 |
| 106254.20 | 107370.10 | 108405.00 | 109382.10 | 110304.90 | 111174.90 |
| 111989.10 | 111610.70 | 111347.00 | 110981.50 | 110528.00 | 110141.30 |
| 109705.50 | 109214.50 | 108669.70 | 108131.10 | 107562.30 | 103531.90 |
| 99541.39 | 95592.34 | 91814.34 | 88057.50 | 84380.88 | 80779.40 |
| 77254.34 | 73804.27 | 70430.29 | 65051.66 | 59749.25 | 54554.21 |
| 49414.72 | 44386.20 | 39432.67 | 34559.73 | 29756.53 | 25063.54 |
| 20445.21 | 20042.99 | 19639.20 | 19233.83 | 18829.66 | 18418.04 |
| 18008.23 | 17596.54 | 17182.98 | 16768.14 | 16351.71 | 15587.14 |
| 14838.87 | 14105.45 | 13384.97 | 12680.48 | 11997.17 | 11325.60 |
| 10653.57 | 10029.28 | 9563.79 | 8811.00 | 8238.78 | 7663.01 |
| 7126.62 | 6596.26 | 6085.37 | 5581.45 | 5095.60 | 4618.87 |
| 4178.45 | 4038.03 | 3909.71 | 3775.24 | 3640.34 | 3505.09 |
| 3369.70 | 3235.40 | 3095.91 | 2964.36 | 2828.50 | 2665.68 |
| 2506.66 | 2353.01 | 2202.69 | 2056.50 | 1914.54 | 1776.60 |
| 1642.88 | 1512.82 | 1387.80 | 1244.59 | 1109.32 | 981.76 |
| 861.99 | 750.01 | 645.81 | 549.41 | 460.79 | 379.94 |
| 306.92 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 |

" AGUAS ABAJO DE LA CONFLUENCIA "

| | | | | | |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 |
| 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | 236384.20 | |

VOLUMEN DE LOS ELEMENTOS EN QUE FUERON DISCRETIZADOS
LOS RIOS HUAYNAMOTA Y SANTIAGO (m³)

| RIO HUAYNAMOTA | | | | | |
|----------------------|-------------|----|-------------|----|-------------|
| (ELEMENTO - VOLUMEN) | | | | | |
| 1 | 546865.00 | 2 | 688767.50 | 3 | 838015.00 |
| 4 | 994610.00 | 5 | 1158553.00 | 6 | 1329840.00 |
| 7 | 1508473.00 | 8 | 1694450.00 | 9 | 1887773.00 |
| 10 | 2088443.00 | 11 | 2296458.00 | 12 | 2511818.00 |
| 13 | 2734525.00 | 14 | 2964578.00 | 15 | 3201978.00 |
| 16 | 3446723.00 | 17 | 3698813.00 | 18 | 3958250.00 |
| 19 | 4225033.00 | 20 | 4499160.00 | 21 | 4780635.00 |
| 22 | 5069455.00 | 23 | 5365720.00 | 24 | 5669133.00 |
| 25 | 5979990.00 | 26 | 6298195.00 | 27 | 6623745.00 |
| 28 | 6956640.00 | 29 | 7296883.00 | 30 | 7644470.00 |
| 31 | 7999403.00 | 32 | 8361680.00 | 33 | 8731303.00 |
| 34 | 9108272.00 | 35 | 9492590.00 | 36 | 9884252.00 |
| 37 | 10283260.00 | 38 | 10689620.00 | 39 | 11103320.00 |
| 40 | 11524360.00 | 41 | 11952750.00 | 42 | 12388490.00 |
| 43 | 12831570.00 | 44 | 13282000.00 | 45 | 13739780.00 |
| 46 | 14204900.00 | 47 | 14677370.00 | 48 | 15157180.00 |
| 49 | 15644340.00 | 50 | 16138840.00 | 51 | 16640690.00 |
| 52 | 17149880.00 | 53 | 17666430.00 | 54 | 18190320.00 |
| 55 | 18721550.00 | 56 | 19260120.00 | 57 | 19806050.00 |
| 58 | 20359320.00 | 59 | 20919940.00 | 60 | 21487900.00 |
| 61 | 22063210.00 | 62 | 22645860.00 | 63 | 23235870.00 |
| 64 | 23833210.00 | 65 | 24437900.00 | 66 | 25049940.00 |
| 67 | 25669330.00 | 68 | 26296060.00 | 69 | 26930130.00 |
| 70 | 27571550.00 | | | | |

| NUMERO DEL ELEMENTO Y VOLUMEN DONDE CONFLUYEN LOS RIOS | |
|--------------------------------------------------------|--------------|
| 71 | 192096400.00 |

RIO SANTIAGO
(ELEMENTO - VOLUMEN)

| | | | | | |
|-----|-------------|-----|-------------|-----|-------------|
| 72 | 77133600.00 | 74 | 74688700.00 | 75 | 73481020.00 |
| 73 | 75906230.00 | 77 | 71095170.00 | 78 | 69917010.00 |
| 76 | 72283170.00 | 80 | 67590220.00 | 81 | 66441590.00 |
| 79 | 68748690.00 | 83 | 64173860.00 | 84 | 63054760.00 |
| 83 | 65302800.00 | 86 | 60846090.00 | 87 | 59756520.00 |
| 85 | 61945500.00 | 89 | 57606900.00 | 90 | 56546860.00 |
| 88 | 58676780.00 | 92 | 54456300.00 | 93 | 53425790.00 |
| 91 | 55496660.00 | 95 | 51394290.00 | 96 | 50393300.00 |
| 94 | 52405110.00 | 98 | 48420860.00 | 99 | 47449410.00 |
| 97 | 49402160.00 | 101 | 45536020.00 | 102 | 44594100.00 |
| 100 | 46487800.00 | 104 | 42739770.00 | 105 | 41827380.00 |
| 103 | 43662010.00 | 107 | 40032110.00 | 108 | 39149240.00 |
| 106 | 40924820.00 | 110 | 37413030.00 | 111 | 36559690.00 |
| 109 | 38276220.00 | 113 | 34882540.00 | 114 | 34058730.00 |
| 112 | 35716200.00 | 116 | 32440640.00 | 117 | 31646360.00 |
| 115 | 33244760.00 | 119 | 30087320.00 | 120 | 29322570.00 |
| 118 | 30861920.00 | 122 | 27822590.00 | 123 | 27087370.00 |
| 121 | 28567660.00 | 125 | 25646450.00 | 126 | 24940750.00 |
| 124 | 26361920.00 | 128 | 23558890.00 | 129 | 22882730.00 |
| 127 | 24244900.00 | 131 | 21559920.00 | 132 | 20913290.00 |
| 130 | 22216400.00 | 134 | 19649540.00 | 135 | 19032430.00 |
| 133 | 20276490.00 | 137 | 17827740.00 | 138 | 17240170.00 |
| 136 | 18425170.00 | 140 | 16094540.00 | 141 | 15536490.00 |
| 139 | 16662430.00 | 143 | 14449920.00 | 144 | 13921400.00 |
| 142 | 14988280.00 | 146 | 12893880.00 | 147 | 12394890.00 |
| 145 | 13402720.00 | 149 | 11426430.00 | 150 | 10956970.00 |
| 148 | 11905740.00 | 152 | 10047570.00 | 153 | 9607637.00 |
| 151 | 10497350.00 | 155 | 8757297.00 | 156 | 8346893.00 |
| 154 | 9177545.00 | 158 | 7555610.00 | 159 | 7174733.00 |
| 157 | 7946330.00 | 161 | 6442510.00 | 162 | 6091163.00 |
| 160 | 6803700.00 | 164 | 5418000.00 | 165 | 5096180.00 |
| 163 | 5749660.00 | 167 | 4482070.00 | 168 | 4189783.00 |
| 166 | 4784203.00 | 170 | 3634733.00 | 171 | 3371970.00 |
| 169 | 3907338.00 | 173 | 2875980.00 | 174 | 2642750.00 |
| 172 | 3119053.00 | 176 | 2205813.00 | 177 | 2002110.00 |
| 175 | 2419360.00 | 179 | 1624238.00 | 180 | 1450063.00 |
| 178 | 1808253.00 | 182 | 1131243.00 | 183 | 986597.00 |
| 181 | 1285730.00 | 185 | 726837.50 | 186 | 611722.50 |
| 184 | 851795.00 | 188 | 411020.00 | 189 | 325432.50 |
| 187 | 506450.00 | 191 | 183790.00 | 192 | 59172700.00 |
| 190 | 249690.00 | | | | |

ELEMENTOS AGUAS ABAJO DE LA CONFLUENCIA

(ELEMENTO - VOLUMEN)

| | | | | | |
|-----|--------------|-----|--------------|-----|--------------|
| 193 | 118192100.00 | 194 | 118192100.00 | 195 | 118192100.00 |
| 196 | 118192100.00 | 197 | 118192100.00 | 198 | 118192100.00 |
| 199 | 118192100.00 | 200 | 118192100.00 | 201 | 118192100.00 |
| 202 | 118192100.00 | | | | |

VELOCIDADES DEL AGUA Y TIEMPO DE DETENCION HIDRAULICO EN CADA
 UNO DE LOS ELEMENTOS PARA LOS GASTOS MEDIOS MENSUALES
 MINIMO Y MAXIMO

| RIO HUAYNAMOTA | | | | | |
|-----------------------------|------------|----|------------|----|------------|
| Q = 2.81 m ³ /s | | | | | |
| (ELEMENTO - VELOCIDAD, m/s) | | | | | |
| 1 | .29513E-02 | 2 | .22890E-02 | 3 | .18515E-02 |
| 4 | .15419E-02 | 5 | .13119E-02 | 6 | .11349E-02 |
| 7 | .99484E-03 | 8 | .88146E-03 | 9 | .78803E-03 |
| 10 | .70987E-03 | 11 | .64365E-03 | 12 | .58694E-03 |
| 13 | .53789E-03 | 14 | .49513E-03 | 15 | .45758E-03 |
| 16 | .42438E-03 | 17 | .39486E-03 | 18 | .36846E-03 |
| 19 | .34476E-03 | 20 | .32338E-03 | 21 | .30401E-03 |
| 22 | .28640E-03 | 23 | .27034E-03 | 24 | .25564E-03 |
| 25 | .24215E-03 | 26 | .22974E-03 | 27 | .21830E-03 |
| 28 | .20771E-03 | 29 | .19790E-03 | 30 | .18878E-03 |
| 31 | .18030E-03 | 32 | .17240E-03 | 33 | .16502E-03 |
| 34 | .15811E-03 | 35 | .15164E-03 | 36 | .14556E-03 |
| 37 | .13985E-03 | 38 | .13448E-03 | 39 | .12942E-03 |
| 40 | .12465E-04 | 41 | .12014E-03 | 42 | .11587E-03 |
| 43 | .11183E-03 | 44 | .10801E-03 | 45 | .10437E-03 |
| 46 | .10093E-04 | 47 | .97650E-04 | 48 | .94533E-04 |
| 49 | .91565E-04 | 50 | .88736E-04 | 51 | .86039E-04 |
| 52 | .83464E-04 | 53 | .81005E-04 | 54 | .78654E-04 |
| 55 | .76406E-04 | 56 | .74254E-04 | 57 | .72192E-04 |
| 58 | .70216E-04 | 59 | .68321E-04 | 60 | .66503E-04 |
| 61 | .64757E-04 | 62 | .63080E-04 | 63 | .61467E-04 |
| 64 | .59917E-04 | 65 | .58424E-04 | 66 | .56988E-04 |
| 67 | .55604E-04 | 68 | .54271E-04 | 69 | .52985E-04 |
| 70 | .51745E-04 | | | | |

ELEMENTO-TIEMPO DE DETENCION, días)

| | | | | | |
|----|---------|----|---------|----|---------|
| 1 | 2.244 | 2 | 2.827 | 3 | 3.439 |
| 4 | 4.082 | 5 | 4.755 | 6 | 5.458 |
| 7 | 6.191 | 8 | 6.955 | 9 | 7.748 |
| 10 | 8.575 | 11 | 9.425 | 12 | 10.309 |
| 13 | 11.223 | 14 | 12.167 | 15 | 13.142 |
| 16 | 14.146 | 17 | 15.181 | 18 | 16.246 |
| 19 | 17.341 | 20 | 18.466 | 21 | 19.621 |
| 22 | 20.806 | 23 | 22.022 | 24 | 23.268 |
| 25 | 24.544 | 26 | 25.850 | 27 | 27.186 |
| 28 | 28.552 | 29 | 29.948 | 30 | 31.375 |
| 31 | 32.832 | 32 | 34.319 | 33 | 35.836 |
| 34 | 37.383 | 35 | 38.960 | 36 | 40.568 |
| 37 | 42.205 | 38 | 43.873 | 39 | 45.571 |
| 40 | 47.299 | 41 | 49.057 | 42 | 50.846 |
| 43 | 52.664 | 44 | 54.513 | 45 | 56.392 |
| 46 | 58.301 | 47 | 60.240 | 48 | 62.209 |
| 49 | 64.209 | 50 | 66.238 | 51 | 68.298 |
| 52 | 70.388 | 53 | 72.508 | 54 | 74.658 |
| 55 | 76.839 | 56 | 79.049 | 57 | 81.290 |
| 58 | 83.560 | 59 | 85.861 | 60 | 88.192 |
| 61 | 90.554 | 62 | 92.945 | 63 | 95.367 |
| 64 | 97.818 | 65 | 100.300 | 66 | 102.812 |
| 67 | 105.354 | 68 | 107.926 | 69 | 110.529 |
| 70 | 113.161 | | | | |

(ELEMENTO - VELOCIDAD, m/s)

Q = 227.1 m³/s

| | | | | | |
|----|------------|----|------------|----|------------|
| 1 | .23768E+00 | 2 | .18434E+00 | 3 | .14910E+00 |
| 4 | .12419E+00 | 5 | .10565E+00 | 6 | .91399E-01 |
| 7 | .80116E-01 | 8 | .70985E-01 | 9 | .63461E-01 |
| 10 | .57167E-01 | 11 | .51835E-01 | 12 | .47267E-01 |
| 13 | .43318E-01 | 14 | .39874E-01 | 15 | .36850E-01 |
| 16 | .34176E-01 | 17 | .31798E-01 | 18 | .29673E-01 |
| 19 | .27764E-01 | 20 | .26042E-01 | 21 | .24482E-01 |
| 22 | .23064E-01 | 23 | .21771E-01 | 24 | .20587E-01 |
| 25 | .19501E-01 | 26 | .18502E-01 | 27 | .17580E-01 |
| 28 | .16727E-01 | 29 | .15937E-01 | 30 | .15203E-01 |
| 31 | .14520E-01 | 32 | .13884E-01 | 33 | .13289E-01 |
| 34 | .12733E-01 | 35 | .12212E-01 | 36 | .11722E-01 |
| 37 | .11263E-01 | 38 | .10830E-01 | 39 | .10423E-01 |
| 40 | .10038E-01 | 41 | .96748E-02 | 42 | .93313E-02 |
| 43 | .90060E-02 | 44 | .86979E-02 | 45 | .84055E-02 |
| 46 | .81278E-02 | 47 | .78640E-02 | 48 | .76129E-02 |
| 49 | .73739E-02 | 50 | .71461E-02 | 51 | .69289E-02 |
| 52 | .67215E-02 | 53 | .65235E-02 | 54 | .63342E-02 |
| 55 | .61531E-02 | 56 | .59798E-02 | 57 | .58138E-02 |
| 58 | .56546E-02 | 59 | .55020E-02 | 60 | .53556E-02 |
| 61 | .52150E-02 | 62 | .50799E-02 | 63 | .49501E-02 |
| 64 | .48252E-02 | 65 | .47050E-02 | 66 | .45893E-02 |
| 67 | .44779E-02 | 68 | .43705E-02 | 69 | .42670E-02 |
| 70 | .41671E-02 | | | | |

| ELEMENTO-TIEMPO DE DETENCION, días) | | | | | |
|-------------------------------------|-------|----|-------|----|-------|
| 1 | .028 | 2 | .035 | 3 | .043 |
| 4 | .051 | 5 | .059 | 6 | .068 |
| 7 | .077 | 8 | .086 | 9 | .096 |
| 10 | .106 | 11 | .117 | 12 | .128 |
| 13 | .139 | 14 | .151 | 15 | .163 |
| 16 | .176 | 17 | .189 | 18 | .202 |
| 19 | .215 | 20 | .229 | 21 | .244 |
| 22 | .258 | 23 | .273 | 24 | .289 |
| 25 | .305 | 26 | .321 | 27 | .338 |
| 28 | .355 | 29 | .372 | 30 | .445 |
| 31 | .408 | 32 | .426 | 33 | .504 |
| 34 | .464 | 35 | .484 | 36 | .566 |
| 37 | .524 | 38 | .545 | 39 | .631 |
| 40 | .587 | 41 | .609 | 42 | .700 |
| 43 | .654 | 44 | .677 | 45 | .772 |
| 46 | .724 | 47 | .748 | 48 | .848 |
| 49 | .797 | 50 | .823 | 51 | .927 |
| 52 | .874 | 53 | .900 | 54 | 1.009 |
| 55 | .954 | 56 | .982 | 57 | 1.095 |
| 58 | 1.038 | 59 | 1.066 | 60 | 1.095 |
| 61 | 1.124 | 62 | 1.154 | 63 | 1.184 |
| 64 | 1.215 | 65 | 1.245 | 66 | 1.277 |
| 67 | 1.308 | 68 | 1.340 | 69 | 1.372 |
| 70 | 1.405 | | | | |

| PARA ELEMENTO DONDE CONFLUYEN LOS RIOS: | |
|-----------------------------------------|-----------------------------------|
| Q = 43.4 m ³ /s | (Velocidad y tiempo de detención) |
| | 1.836417E-04 51.217190 |
| Q = 655.7 m ³ /s | (Velocidad y tiempo de detención) |
| | 2.773874E-03 3.390786 |

RIO SANTIAGO

Q = 40.59 m³/s

(ELEMENTO - VELOCIDAD, m/s)

| | | | | | |
|-----|------------|-----|------------|-----|------------|
| 72 | .26103E-03 | 73 | .26523E-03 | 74 | 26954E-03 |
| 75 | .27395E-03 | 76 | .27847E-03 | 77 | .28311E-03 |
| 78 | .28786E-03 | 79 | .29273E-03 | 80 | .29772E-03 |
| 81 | .30285E-03 | 82 | .30811E-03 | 83 | .31350E-03 |
| 84 | .31904E-03 | 85 | .32473E-03 | 86 | .33057E-03 |
| 87 | .33657E-03 | 88 | .34274E-03 | 89 | .34907E-03 |
| 90 | .35559E-03 | 91 | .36229E-03 | 92 | .36917E-03 |
| 93 | .37626E-03 | 94 | .38355E-03 | 95 | .39106E-03 |
| 96 | .39879E-03 | 97 | .40675E-03 | 98 | .41495E-03 |
| 99 | .42341E-03 | 100 | .43212E-03 | 101 | .44111E-03 |
| 102 | .45037E-03 | 103 | .45994E-03 | 104 | .46981E-03 |
| 105 | .48000E-03 | 106 | .49053E-03 | 107 | .50141E-03 |
| 108 | .51265E-03 | 109 | .52428E-03 | 110 | .53631E-03 |
| 111 | .54875E-03 | 112 | .56164E-03 | 113 | .57498E-03 |
| 114 | .58880E-03 | 115 | .60313E-03 | 116 | .61799E-03 |
| 117 | .63341E-03 | 118 | .64941E-03 | 119 | .66602E-03 |
| 120 | .68328E-03 | 121 | .70121E-03 | 122 | .71987E-03 |
| 123 | .73928E-03 | 124 | .75948E-03 | 125 | .78052E-03 |
| 126 | .80245E-03 | 127 | .82532E-03 | 128 | .84918E-03 |
| 129 | .87409E-03 | 130 | .90012E-03 | 131 | .92732E-03 |
| 132 | .95577E-03 | 133 | .98556E-03 | 134 | .10168E-02 |
| 135 | .10495E-02 | 136 | .10838E-02 | 137 | .11198E-02 |
| 138 | .11576E-02 | 139 | .11974E-02 | 140 | .12393E-02 |
| 141 | .12834E-02 | 142 | .13300E-02 | 143 | .13791E-02 |
| 144 | .14309E-02 | 145 | .14858E-02 | 146 | .15438E-02 |
| 147 | .16054E-02 | 148 | .16707E-02 | 149 | .17400E-02 |
| 150 | .18138E-02 | 151 | .18924E-02 | 152 | .19761E-02 |
| 153 | .20656E-02 | 154 | .21613E-02 | 155 | .22638E-02 |
| 156 | .23738E-02 | 157 | .24920E-02 | 158 | .26192E-02 |
| 159 | .27565E-02 | 160 | .29048E-02 | 161 | .30654E-02 |
| 162 | .32397E-02 | 163 | .34294E-02 | 164 | .36362E-02 |
| 165 | .38623E-02 | 166 | .41102E-02 | 167 | .43827E-02 |
| 168 | .46833E-02 | 169 | .50159E-02 | 170 | .53853E-02 |
| 171 | .57971E-02 | 172 | .62580E-02 | 173 | .67762E-02 |
| 174 | .73615E-02 | 175 | .80262E-02 | 176 | .87852E-02 |
| 177 | .96574E-02 | 178 | .10666E-01 | 179 | .11842E-01 |
| 180 | .13224E-01 | 181 | .14863E-01 | 182 | .16828E-01 |
| 183 | .19210E-01 | 184 | .22138E-01 | 185 | .25793E-01 |
| 186 | .30435E-01 | 187 | .36461E-01 | 188 | .44480E-01 |
| 189 | .55486E-01 | 190 | .71186E-01 | 191 | .94713E-01 |
| 192 | .13239E+00 | | | | |

ELEMENTO-TIEMPO DE DETENCION, días)

| | | | | | |
|-----|--------|-----|--------|-----|--------|
| 72 | 21.994 | 73 | 21.644 | 74 | 21.297 |
| 75 | 20.953 | 76 | 20.611 | 77 | 20.272 |
| 78 | 19.937 | 79 | 19.603 | 80 | 19.273 |
| 81 | 18.946 | 82 | 18.621 | 83 | 18.299 |
| 84 | 17.980 | 85 | 17.664 | 86 | 17.350 |
| 87 | 17.039 | 88 | 16.731 | 89 | 16.426 |
| 90 | 16.124 | 91 | 15.825 | 92 | 15.528 |
| 93 | 15.234 | 94 | 14.943 | 95 | 14.655 |
| 96 | 14.369 | 97 | 14.087 | 98 | 13.807 |
| 99 | 13.530 | 100 | 13.256 | 101 | 12.984 |
| 102 | 12.716 | 103 | 12.450 | 104 | 12.187 |
| 105 | 11.927 | 106 | 11.670 | 107 | 11.415 |
| 108 | 11.163 | 109 | 10.914 | 110 | 10.668 |
| 111 | 10.425 | 112 | 10.184 | 113 | 9.947 |
| 114 | 9.712 | 115 | 9.480 | 116 | 9.250 |
| 117 | 9.024 | 118 | 8.800 | 119 | 8.759 |
| 120 | 8.361 | 121 | 8.146 | 122 | 7.933 |
| 123 | 7.724 | 124 | 7.517 | 125 | 7.313 |
| 126 | 7.112 | 127 | 6.913 | 128 | 6.718 |
| 129 | 6.525 | 130 | 6.335 | 131 | 6.148 |
| 132 | 5.963 | 133 | 5.782 | 134 | 5.603 |
| 135 | 5.427 | 136 | 5.254 | 137 | 5.084 |
| 138 | 4.916 | 139 | 4.751 | 140 | 4.589 |
| 141 | 4.430 | 142 | 4.274 | 143 | 4.120 |
| 144 | 3.970 | 145 | 3.822 | 146 | 3.677 |
| 147 | 3.534 | 148 | 3.395 | 149 | 3.258 |
| 150 | 3.124 | 151 | 2.993 | 152 | 2.865 |
| 153 | 2.740 | 154 | 2.617 | 155 | 2.497 |
| 156 | 2.380 | 157 | 2.266 | 158 | 2.154 |
| 159 | 2.046 | 160 | 1.940 | 161 | 1.837 |
| 162 | 1.737 | 163 | 1.639 | 164 | 1.545 |
| 165 | 1.453 | 166 | 1.364 | 167 | 1.278 |
| 168 | 1.195 | 169 | 1.114 | 170 | 1.036 |
| 171 | .962 | 172 | .889 | 173 | .820 |
| 174 | .754 | 175 | .690 | 176 | .629 |
| 177 | .571 | 178 | .516 | 179 | .463 |
| 180 | .413 | 181 | .367 | 182 | .323 |
| 183 | .281 | 184 | .243 | 185 | .207 |
| 186 | .174 | 187 | .144 | 188 | .117 |
| 189 | .093 | 190 | .071 | 191 | .052 |
| 192 | 16.873 | | | | |

Q = 428.6 m³/s

(ELEMENTO - VELOCIDAD, m/s)

| | | | | | |
|-----|------------|-----|------------|-----|------------|
| 72 | .27563E-02 | 73 | .28007E-02 | 74 | .28461E-02 |
| 75 | .28927E-02 | 76 | .29405E-02 | 77 | .29894E-02 |
| 78 | .30396E-02 | 79 | .30910E-02 | 80 | .31438E-02 |
| 81 | .31979E-02 | 82 | .32534E-02 | 83 | .33104E-02 |
| 84 | .33689E-02 | 85 | .34289E-02 | 86 | .34906E-02 |
| 87 | .35540E-02 | 88 | .36191E-02 | 89 | .36860E-02 |
| 90 | .37547E-02 | 91 | .38255E-02 | 92 | .38982E-02 |
| 93 | .39730E-02 | 94 | .40500E-02 | 95 | .41293E-02 |
| 96 | .42109E-02 | 97 | .42950E-02 | 98 | .43816E-02 |
| 99 | .44709E-02 | 100 | .45629E-02 | 101 | .46577E-02 |
| 102 | .47556E-02 | 103 | .48566E-02 | 104 | .49608E-02 |
| 105 | .50685E-02 | 106 | .51796E-02 | 107 | .52945E-02 |
| 108 | .54132E-02 | 109 | .55360E-02 | 110 | .56630E-02 |
| 111 | .57944E-02 | 112 | .59305E-02 | 113 | .60714E-02 |
| 114 | .62173E-02 | 115 | .63686E-02 | 116 | .65255E-02 |
| 117 | .66883E-02 | 118 | .68572E-02 | 119 | .70326E-02 |
| 120 | .72149E-02 | 121 | .74043E-02 | 122 | .76013E-02 |
| 123 | .78062E-02 | 124 | .80195E-02 | 125 | .82418E-02 |
| 126 | .84733E-02 | 127 | .87148E-02 | 128 | .89667E-02 |
| 129 | .92298E-02 | 130 | .95045E-02 | 131 | .97918E-02 |
| 132 | .10092E-01 | 133 | .10407E-01 | 134 | .10736E-01 |
| 135 | .11082E-01 | 136 | .11444E-01 | 137 | .11824E-01 |
| 138 | .12224E-01 | 139 | .12644E-01 | 140 | .13086E-01 |
| 141 | .13552E-01 | 142 | .14043E-01 | 143 | .14562E-01 |
| 144 | .15109E-01 | 145 | .15689E-01 | 146 | .16302E-01 |
| 147 | .16952E-01 | 148 | .17641E-01 | 149 | .18373E-01 |
| 150 | .19152E-01 | 151 | .19982E-01 | 152 | .20867E-01 |
| 153 | .21811E-01 | 154 | .22822E-01 | 155 | .23904E-01 |
| 156 | .25065E-01 | 157 | .26313E-01 | 158 | .27657E-01 |
| 159 | .29106E-01 | 160 | .30672E-01 | 161 | .32368E-01 |
| 162 | .34209E-01 | 163 | .36212E-01 | 164 | .38396E-01 |
| 165 | .40783E-01 | 166 | .43401E-01 | 167 | .46278E-01 |
| 168 | .49452E-01 | 169 | .52965E-01 | 170 | .56865E-01 |
| 171 | .61213E-01 | 172 | .66080E-01 | 173 | .71551E-01 |
| 174 | .77732E-01 | 175 | .84751E-01 | 176 | .92766E-01 |
| 177 | .10197E+00 | 178 | .11263E+00 | 179 | .12504E+00 |
| 180 | .13964E+00 | 181 | .15695E+00 | 182 | .17769E+00 |
| 183 | .20285E+00 | 184 | .23376E+00 | 185 | .27235E+00 |
| 186 | .32138E+00 | 187 | .38500E+00 | 188 | .46967E+00 |
| 189 | .58590E+00 | 190 | .75167E+00 | 191 | .10001E+01 |
| 192 | .13979E+01 | | | | |

ELEMENTO-TIEMPO DE DETENCION, d(fas)

| | | | | | |
|-----|-------|-----|-------|-----|-------|
| 72 | 2.083 | 73 | 2.050 | 74 | 2.017 |
| 75 | 1.984 | 76 | 1.952 | 77 | 1.920 |
| 78 | 1.888 | 79 | 1.857 | 80 | 1.825 |
| 81 | 1.794 | 82 | 1.763 | 83 | 1.733 |
| 84 | 1.703 | 85 | 1.673 | 86 | 1.643 |
| 87 | 1.614 | 88 | 1.585 | 89 | 1.556 |
| 90 | 1.527 | 91 | 1.499 | 92 | 1.471 |
| 93 | 1.443 | 94 | 1.415 | 95 | 1.388 |
| 96 | 1.361 | 97 | 1.334 | 98 | 1.308 |
| 99 | 1.281 | 100 | 1.255 | 101 | 1.230 |
| 102 | 1.204 | 103 | 1.179 | 104 | 1.154 |
| 105 | 1.130 | 106 | 1.105 | 107 | 1.081 |
| 108 | 1.057 | 109 | 1.034 | 110 | 1.010 |
| 111 | .987 | 112 | .964 | 113 | .942 |
| 114 | .920 | 115 | .898 | 116 | .876 |
| 117 | .855 | 118 | .833 | 119 | .812 |
| 120 | .792 | 121 | .771 | 122 | .751 |
| 123 | .731 | 124 | .712 | 125 | .693 |
| 126 | .674 | 127 | .655 | 128 | .636 |
| 129 | .618 | 130 | .600 | 131 | .582 |
| 132 | .565 | 133 | .548 | 134 | .531 |
| 135 | .514 | 136 | .498 | 137 | .481 |
| 138 | .466 | 139 | .450 | 140 | .435 |
| 141 | .420 | 142 | .405 | 143 | .390 |
| 144 | .376 | 145 | .362 | 146 | .348 |
| 147 | .335 | 148 | .322 | 149 | .309 |
| 150 | .296 | 151 | .283 | 152 | .271 |
| 153 | .259 | 154 | .248 | 155 | .236 |
| 156 | .225 | 157 | .215 | 158 | .204 |
| 159 | .194 | 160 | .184 | 161 | .176 |
| 162 | .164 | 163 | .155 | 164 | .146 |
| 165 | .138 | 166 | .129 | 167 | .121 |
| 168 | .113 | 169 | .106 | 170 | .098 |
| 171 | .091 | 172 | .084 | 173 | .078 |
| 174 | .071 | 175 | .065 | 176 | .060 |
| 177 | .054 | 178 | .049 | 179 | .044 |
| 180 | .039 | 181 | .035 | 182 | .031 |
| 183 | .027 | 184 | .023 | 185 | .020 |
| 186 | .017 | 187 | .014 | 188 | .011 |
| 189 | .009 | 190 | .007 | 191 | .005 |
| 192 | 1.598 | | | | |

AGUAS ABAJO DE LA CONFLUENCIA

Q = 43.4 m³/s

(ELEMENTO - VELOCIDAD, m/s)

| | | | | | |
|-----|------------|-----|------------|-----|------------|
| 193 | .18364E-03 | 194 | .18364E-03 | 195 | .18364E-03 |
| 196 | .18364E-03 | 197 | .18364E-03 | 198 | .18364E-03 |
| 199 | .18364E-03 | 200 | .18364E-03 | 201 | .18364E-03 |
| 202 | .18364E-03 | | | | |

(ELEMENTO - TIEMPO DE DETENCION, días)

| | | | | | |
|-----|--------|-----|--------|-----|--------|
| 193 | 31.513 | 194 | 31.513 | 195 | 31.513 |
| 196 | 31.153 | 197 | 31.513 | 198 | 31.513 |
| 199 | 31.153 | 200 | 31.513 | 202 | 31.513 |
| 202 | 31.153 | | | | |

Q = 655.7 m³/s

(ELEMENTO - VELOCIDAD, m/s)

| | | | | | |
|-----|------------|-----|------------|-----|------------|
| 193 | .27739E-02 | 194 | .27739E-02 | 195 | .27739E-02 |
| 196 | .27739E-02 | 197 | .27739E-02 | 198 | .27739E-02 |
| 199 | .27739E-02 | 200 | .27739E-02 | 201 | .27739E-02 |
| 202 | .27739E-02 | | | | |

(ELEMENTO - TIEMPO DE DETENCION, días)

| | | | | | |
|-----|-------|-----|-------|-----|-------|
| 193 | 2.086 | 194 | 2.086 | 195 | 2.086 |
| 196 | 2.086 | 197 | 2.086 | 198 | 2.086 |
| 199 | 2.086 | 200 | 2.086 | 201 | 2.086 |
| 202 | 2.086 | | | | |

ANCHOS QUE DELIMITAN LAS AREAS DE LAS SECCIONES
TRANSVERSALES DE LAS CELDAS, m

RIO HUAYNAMOTA
(inicio del embalse)

| C O T A | | | | | | | |
|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 213 | 214 | 215 | 216 | 217 | 218 | 219 | 220 |
| 70.00 | 89.00 | 108.00 | 127.00 | 146.00 | 165.00 | 184.00 | 203.00 |
| 98.32 | 114.48 | 130.64 | 146.80 | 162.96 | 179.12 | 195.27 | 211.43 |
| 120.00 | 134.26 | 148.53 | 162.80 | 177.06 | 191.33 | 205.60 | 219.87 |
| 137.88 | 150.79 | 163.71 | 176.63 | 189.55 | 202.46 | 215.38 | 228.30 |
| 153.39 | 165.30 | 177.20 | 189.11 | 201.01 | 212.92 | 224.82 | 236.73 |
| 167.33 | 178.45 | 189.57 | 200.69 | 211.81 | 222.93 | 234.04 | 245.16 |
| 180.17 | 190.66 | 201.15 | 211.64 | 222.13 | 232.62 | 243.11 | 253.60 |
| 192.20 | 202.17 | 212.15 | 222.13 | 232.10 | 242.08 | 252.05 | 262.03 |
| 203.63 | 213.18 | 222.73 | 232.27 | 241.82 | 251.37 | 260.91 | 270.46 |
| 214.60 | 223.79 | 232.97 | 242.16 | 251.34 | 260.52 | 269.71 | 278.89 |
| 225.21 | 234.08 | 242.96 | 251.83 | 260.70 | 269.58 | 278.45 | 287.33 |
| 235.53 | 244.13 | 252.74 | 261.34 | 269.94 | 278.55 | 287.15 | 295.76 |
| 245.61 | 253.98 | 262.35 | 270.72 | 279.08 | 287.45 | 295.82 | 304.19 |
| 255.50 | 263.66 | 271.82 | 279.98 | 288.14 | 296.30 | 304.46 | 312.62 |
| 265.22 | 273.20 | 281.17 | 289.15 | 297.13 | 305.10 | 313.08 | 321.06 |
| 274.81 | 282.62 | 290.43 | 298.24 | 306.05 | 313.87 | 321.68 | 329.49 |
| 284.28 | 291.95 | 299.61 | 307.27 | 314.93 | 322.60 | 330.26 | 337.92 |
| 293.66 | 301.19 | 308.71 | 316.24 | 323.77 | 331.30 | 338.83 | 346.35 |
| 302.95 | 310.35 | 317.76 | 325.16 | 332.57 | 339.97 | 347.38 | 354.79 |
| 312.16 | 319.45 | 326.75 | 334.04 | 341.34 | 348.63 | 355.92 | 363.22 |
| 321.31 | 328.50 | 335.69 | 342.88 | 350.08 | 357.27 | 364.46 | 371.65 |
| 330.40 | 337.50 | 344.60 | 351.69 | 358.79 | 365.89 | 372.99 | 380.08 |
| 339.44 | 346.45 | 353.46 | 360.47 | 367.48 | 374.50 | 381.51 | 388.52 |
| 348.44 | 355.37 | 362.30 | 369.23 | 376.16 | 383.09 | 390.02 | 396.95 |

| | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 634.76 | 640.54 | 646.32 | 652.10 | 657.88 | 663.66 | 669.44 | 675.22 |
| 643.30 | 649.07 | 654.83 | 660.60 | 666.36 | 672.13 | 677.89 | 683.66 |
| 651.84 | 657.59 | 663.34 | 669.09 | 674.84 | 680.59 | 686.34 | 692.09 |
| 660.37 | 666.11 | 671.85 | 677.58 | 683.32 | 689.05 | 694.79 | 700.52 |
| 668.91 | 674.63 | 680.35 | 686.07 | 691.79 | 697.51 | 703.23 | 708.95 |
| 677.43 | 683.14 | 688.85 | 694.56 | 700.26 | 705.97 | 711.68 | 717.39 |
| 685.96 | 691.65 | 697.35 | 703.04 | 708.74 | 714.43 | 720.12 | 725.82 |
| 694.48 | 700.16 | 705.84 | 711.52 | 717.21 | 722.89 | 728.57 | 734.25 |
| 703.00 | 708.67 | 714.34 | 720.01 | 725.68 | 731.35 | 737.02 | 742.68 |
| 711.52 | 717.17 | 722.83 | 728.49 | 734.14 | 739.80 | 745.46 | 751.12 |
| 720.03 | 725.68 | 731.32 | 736.97 | 742.61 | 748.26 | 753.90 | 759.55 |
| 728.54 | 734.18 | 739.81 | 745.44 | 751.08 | 756.71 | 762.35 | 767.98 |
| 737.05 | 742.67 | 748.30 | 753.92 | 759.54 | 765.17 | 770.79 | 776.41 |
| 745.56 | 751.17 | 756.78 | 762.40 | 768.01 | 773.62 | 779.23 | 784.85 |
| 754.06 | 759.67 | 765.27 | 770.87 | 776.47 | 782.08 | 787.68 | 793.28 |

ANCHOS QUE DELIMITAN LAS AREAS DE LAS SECCIONES
TRANSVERSALES DE LAS CELDAS, m

RIO SANTIAGO
(inicia en la confluencia de los ríos)

| C O T A | | | | | | | |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 213 | 214 | 215 | 216 | 217 | 218 | 219 | 220 |
| 2205.48 | 2222.89 | 2240.29 | 2257.69 | 2275.09 | 2292.50 | 2309.90 | 2327.30 |
| 2186.57 | 2203.96 | 2221.36 | 2238.75 | 2256.15 | 2273.54 | 2290.94 | 2308.34 |
| 2167.65 | 2185.04 | 2202.43 | 2219.82 | 2237.21 | 2254.59 | 2271.98 | 2289.37 |
| 2148.74 | 2166.12 | 2183.50 | 2200.88 | 2218.26 | 2235.64 | 2253.03 | 2270.41 |
| 2129.82 | 2147.20 | 2164.57 | 2181.95 | 2199.32 | 2216.69 | 2234.07 | 2251.44 |
| 2110.91 | 2128.28 | 2145.64 | 2163.01 | 2180.38 | 2197.75 | 2215.11 | 2232.48 |
| 2092.00 | 2109.36 | 2126.72 | 2144.08 | 2161.44 | 2178.80 | 2196.16 | 2213.51 |
| 2073.09 | 2090.44 | 2107.79 | 2125.14 | 2142.50 | 2159.85 | 2177.20 | 2194.55 |
| 2054.18 | 2071.52 | 2088.87 | 2106.21 | 2123.55 | 2140.90 | 2158.24 | 2175.59 |
| 2035.27 | 2052.60 | 2069.94 | 2087.28 | 2104.61 | 2121.95 | 2139.29 | 2156.62 |
| 2016.36 | 2033.69 | 2051.02 | 2068.34 | 2085.67 | 2103.00 | 2120.33 | 2137.66 |
| 1997.45 | 2014.77 | 2032.09 | 2049.41 | 2066.73 | 2084.05 | 2101.37 | 2118.69 |
| 1978.55 | 1995.86 | 2013.17 | 2030.48 | 2047.79 | 2065.11 | 2082.42 | 2099.73 |
| 1959.64 | 1976.94 | 1994.25 | 2011.55 | 2028.85 | 2046.16 | 2063.46 | 2080.77 |
| 1940.74 | 1958.03 | 1975.33 | 1992.62 | 2009.92 | 2027.21 | 2044.51 | 2061.80 |
| 1921.83 | 1939.12 | 1956.41 | 1973.69 | 1990.98 | 2008.26 | 2025.55 | 2042.84 |
| 1902.93 | 1920.21 | 1937.49 | 1954.76 | 1972.04 | 1989.32 | 2006.60 | 2023.87 |
| 1884.03 | 1901.30 | 1918.57 | 1935.83 | 1953.10 | 1970.37 | 1987.64 | 2004.91 |
| 1865.13 | 1882.39 | 1899.65 | 1916.91 | 1934.17 | 1951.43 | 1968.69 | 1985.95 |
| 1846.23 | 1863.48 | 1880.73 | 1897.98 | 1915.23 | 1932.48 | 1949.73 | 1966.98 |
| 1827.33 | 1844.57 | 1861.81 | 1879.05 | 1896.29 | 1913.54 | 1930.78 | 1948.02 |
| 1808.44 | 1825.67 | 1842.90 | 1860.13 | 1877.36 | 1894.59 | 1911.82 | 1929.05 |
| 1789.54 | 1806.76 | 1823.98 | 1841.20 | 1858.43 | 1875.65 | 1892.87 | 1910.09 |
| 1770.65 | 1787.86 | 1805.07 | 1822.28 | 1839.49 | 1856.70 | 1873.91 | 1891.12 |
| 1751.75 | 1768.96 | 1786.16 | 1803.36 | 1820.56 | 1837.76 | 1854.96 | 1872.16 |

| | | | | | | | |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1732.86 | 1750.05 | 1767.24 | 1784.43 | 1801.62 | 1818.82 | 1836.01 | 1853.20 |
| 1713.97 | 1731.15 | 1748.33 | 1765.51 | 1782.69 | 1799.87 | 1817.05 | 1834.23 |
| 1695.09 | 1712.25 | 1729.42 | 1746.59 | 1763.76 | 1780.93 | 1798.10 | 1815.27 |
| 1676.20 | 1693.36 | 1710.52 | 1727.67 | 1744.83 | 1761.99 | 1779.15 | 1796.30 |
| 1657.31 | 1674.46 | 1691.61 | 1708.75 | 1725.90 | 1743.05 | 1760.19 | 1777.34 |
| 1638.43 | 1655.57 | 1672.70 | 1689.84 | 1706.97 | 1724.11 | 1741.24 | 1758.38 |
| 1619.55 | 1636.67 | 1653.80 | 1670.92 | 1688.04 | 1705.16 | 1722.29 | 1739.41 |
| 1600.67 | 1617.78 | 1634.89 | 1652.00 | 1669.11 | 1686.22 | 1703.34 | 1720.45 |
| 1581.79 | 1598.89 | 1615.99 | 1633.09 | 1650.19 | 1667.29 | 1684.38 | 1701.48 |
| 1562.92 | 1580.00 | 1597.09 | 1614.17 | 1631.26 | 1648.35 | 1665.43 | 1682.52 |
| 1544.04 | 1561.12 | 1578.19 | 1595.26 | 1612.33 | 1629.41 | 1646.48 | 1663.55 |
| 1525.17 | 1542.23 | 1559.29 | 1576.35 | 1593.41 | 1610.47 | 1627.53 | 1644.59 |
| 1506.30 | 1523.35 | 1540.39 | 1557.44 | 1574.49 | 1591.53 | 1608.58 | 1625.63 |
| 1487.43 | 1504.46 | 1521.50 | 1538.53 | 1555.56 | 1572.60 | 1589.63 | 1606.66 |
| 1468.57 | 1485.58 | 1502.60 | 1519.62 | 1536.64 | 1553.66 | 1570.68 | 1587.70 |
| 1449.70 | 1466.71 | 1483.71 | 1500.72 | 1517.72 | 1534.72 | 1551.73 | 1568.73 |
| 1430.84 | 1447.83 | 1464.82 | 1481.81 | 1498.80 | 1515.79 | 1532.78 | 1549.77 |
| 1411.98 | 1428.96 | 1445.93 | 1462.91 | 1479.88 | 1496.86 | 1513.83 | 1530.81 |
| 1393.13 | 1410.08 | 1427.04 | 1444.00 | 1460.96 | 1477.92 | 1494.88 | 1511.84 |
| 1374.27 | 1391.22 | 1408.16 | 1425.10 | 1442.05 | 1458.99 | 1475.93 | 1492.88 |
| 1355.42 | 1372.35 | 1389.28 | 1406.20 | 1423.13 | 1440.06 | 1456.99 | 1473.91 |
| 1336.57 | 1353.48 | 1370.39 | 1387.30 | 1404.22 | 1421.13 | 1438.04 | 1454.95 |
| 1317.73 | 1334.62 | 1351.51 | 1368.41 | 1385.30 | 1402.20 | 1419.09 | 1435.98 |
| 1298.88 | 1315.76 | 1332.64 | 1349.51 | 1366.39 | 1383.27 | 1400.14 | 1417.02 |
| 1280.05 | 1296.90 | 1313.76 | 1330.62 | 1347.48 | 1364.34 | 1381.20 | 1398.06 |
| 1261.21 | 1278.05 | 1294.89 | 1311.73 | 1328.57 | 1345.41 | 1362.25 | 1379.09 |
| 1242.38 | 1259.20 | 1276.02 | 1292.84 | 1309.66 | 1326.48 | 1343.31 | 1360.13 |
| 1223.55 | 1240.35 | 1257.15 | 1273.95 | 1290.76 | 1307.56 | 1324.36 | 1341.16 |
| 1204.72 | 1221.50 | 1238.29 | 1255.07 | 1271.85 | 1288.63 | 1305.42 | 1322.20 |
| 1185.90 | 1202.66 | 1219.42 | 1236.19 | 1252.95 | 1269.71 | 1286.47 | 1303.24 |
| 1167.08 | 1183.82 | 1200.57 | 1217.31 | 1234.05 | 1250.79 | 1267.53 | 1284.27 |
| 1148.27 | 1164.99 | 1181.71 | 1198.43 | 1215.15 | 1231.87 | 1248.59 | 1265.31 |

| | | | | | | | |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1129.46 | 1146.16 | 1162.86 | 1179.55 | 1196.25 | 1212.95 | 1229.65 | 1246.34 |
| 1110.66 | 1127.33 | 1144.01 | 1160.68 | 1177.35 | 1194.03 | 1210.70 | 1227.38 |
| 1091.86 | 1108.51 | 1125.16 | 1141.81 | 1158.46 | 1175.11 | 1191.76 | 1208.41 |
| 1073.06 | 1089.69 | 1106.31 | 1122.94 | 1139.57 | 1156.20 | 1172.82 | 1189.45 |
| 1054.27 | 1070.87 | 1087.48 | 1104.08 | 1120.68 | 1137.28 | 1153.88 | 1170.49 |
| 1035.49 | 1052.06 | 1068.64 | 1085.22 | 1101.79 | 1118.37 | 1134.95 | 1151.52 |
| 1016.71 | 1033.26 | 1049.81 | 1066.36 | 1082.91 | 1099.46 | 1116.01 | 1132.56 |
| 997.93 | 1014.46 | 1030.98 | 1047.50 | 1064.03 | 1080.55 | 1097.07 | 1113.59 |
| 979.17 | 995.66 | 1012.16 | 1028.65 | 1045.15 | 1061.64 | 1078.13 | 1094.63 |
| 960.41 | 976.87 | 993.34 | 1009.80 | 1026.27 | 1042.73 | 1059.20 | 1075.66 |
| 941.65 | 958.09 | 974.52 | 990.96 | 1007.40 | 1023.83 | 1040.27 | 1056.70 |
| 922.91 | 939.31 | 955.72 | 972.12 | 988.52 | 1004.93 | 1021.33 | 1037.74 |
| 904.17 | 920.54 | 936.91 | 953.28 | 969.66 | 986.03 | 1002.40 | 1018.77 |
| 885.44 | 901.78 | 918.12 | 934.45 | 950.79 | 967.13 | 983.47 | 999.81 |
| 866.72 | 883.02 | 899.32 | 915.63 | 931.93 | 948.24 | 964.54 | 980.84 |
| 848.00 | 864.27 | 880.54 | 896.81 | 913.08 | 929.34 | 945.61 | 961.88 |
| 829.30 | 845.53 | 861.76 | 877.99 | 894.22 | 910.45 | 926.68 | 942.92 |
| 810.60 | 826.80 | 842.99 | 859.18 | 875.37 | 891.57 | 907.76 | 923.95 |
| 791.92 | 808.07 | 824.22 | 840.38 | 856.53 | 872.68 | 888.83 | 904.99 |
| 773.25 | 789.36 | 805.47 | 821.58 | 837.69 | 853.80 | 869.91 | 886.02 |
| 754.58 | 770.65 | 786.72 | 802.79 | 818.86 | 834.92 | 850.99 | 867.06 |
| 735.93 | 751.96 | 767.98 | 784.00 | 800.03 | 816.05 | 832.07 | 848.10 |
| 717.30 | 733.27 | 749.25 | 765.23 | 781.20 | 797.18 | 813.15 | 829.13 |
| 698.68 | 714.60 | 730.53 | 746.46 | 762.39 | 778.31 | 794.24 | 810.17 |
| 680.07 | 695.95 | 711.82 | 727.70 | 743.57 | 759.45 | 775.33 | 791.20 |
| 661.48 | 677.30 | 693.12 | 708.95 | 724.77 | 740.59 | 756.42 | 772.24 |
| 642.91 | 658.67 | 674.44 | 690.21 | 705.97 | 721.74 | 737.51 | 753.27 |
| 624.35 | 640.06 | 655.77 | 671.48 | 687.18 | 702.89 | 718.60 | 734.31 |
| 605.81 | 621.46 | 637.11 | 652.76 | 668.40 | 684.05 | 699.70 | 715.35 |
| 587.30 | 602.88 | 618.46 | 634.05 | 649.63 | 665.21 | 680.80 | 696.38 |
| 568.81 | 584.32 | 599.84 | 615.35 | 630.87 | 646.39 | 661.90 | 677.42 |
| 550.34 | 565.78 | 581.23 | 596.67 | 612.12 | 627.56 | 643.01 | 658.45 |

| | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 531.89 | 547.27 | 562.64 | 578.01 | 593.38 | 608.75 | 624.12 | 639.49 |
| 513.48 | 528.77 | 544.06 | 559.36 | 574.65 | 589.94 | 605.23 | 620.52 |
| 495.10 | 510.31 | 525.52 | 540.72 | 555.93 | 571.14 | 586.35 | 601.56 |
| 476.75 | 491.87 | 506.99 | 522.11 | 537.23 | 552.35 | 567.48 | 582.60 |
| 458.43 | 473.46 | 488.49 | 503.52 | 518.55 | 533.58 | 548.60 | 563.63 |
| 440.16 | 455.09 | 470.02 | 484.95 | 499.88 | 514.81 | 529.74 | 544.67 |
| 421.93 | 436.75 | 451.58 | 466.40 | 481.23 | 496.05 | 510.88 | 525.70 |
| 403.75 | 418.46 | 433.17 | 447.89 | 462.60 | 477.31 | 492.03 | 506.74 |
| 385.62 | 400.21 | 414.80 | 429.40 | 443.99 | 458.59 | 473.18 | 487.78 |
| 367.54 | 382.01 | 396.48 | 410.94 | 425.41 | 439.88 | 454.34 | 468.81 |
| 349.54 | 363.87 | 378.20 | 392.53 | 406.86 | 421.19 | 435.52 | 449.85 |
| 331.60 | 345.78 | 359.97 | 374.15 | 388.33 | 402.52 | 416.70 | 430.88 |
| 313.74 | 327.77 | 341.79 | 355.82 | 369.84 | 383.87 | 397.89 | 411.92 |
| 295.97 | 309.83 | 323.68 | 337.54 | 351.39 | 365.25 | 379.10 | 392.96 |
| 278.30 | 291.97 | 305.64 | 319.31 | 332.98 | 346.65 | 360.32 | 373.99 |
| 260.75 | 274.22 | 287.68 | 301.15 | 314.62 | 328.09 | 341.56 | 355.03 |
| 243.32 | 256.57 | 269.82 | 283.07 | 296.32 | 309.57 | 322.81 | 336.06 |
| 226.04 | 239.05 | 252.06 | 265.07 | 278.08 | 291.08 | 304.09 | 317.10 |
| 208.94 | 221.68 | 234.42 | 247.16 | 259.91 | 272.65 | 285.39 | 298.13 |
| 192.03 | 204.47 | 216.92 | 229.37 | 241.82 | 254.27 | 266.72 | 279.17 |
| 175.34 | 187.47 | 199.59 | 211.71 | 223.84 | 235.96 | 248.08 | 260.21 |
| 158.94 | 170.69 | 182.45 | 194.21 | 205.97 | 217.73 | 229.48 | 241.24 |
| 142.85 | 154.20 | 165.54 | 176.89 | 188.24 | 199.58 | 210.93 | 222.28 |
| 127.15 | 138.03 | 148.91 | 159.79 | 170.67 | 181.55 | 192.43 | 203.31 |
| 111.93 | 122.27 | 132.62 | 142.96 | 153.31 | 163.66 | 174.00 | 184.35 |
| 97.28 | 107.01 | 116.74 | 126.47 | 136.20 | 145.93 | 155.66 | 165.38 |
| 83.37 | 92.38 | 101.38 | 110.39 | 119.40 | 128.41 | 137.41 | 146.42 |
| 70.39 | 78.54 | 86.70 | 94.85 | 103.00 | 111.15 | 119.30 | 127.46 |
| 58.63 | 65.75 | 72.88 | 80.00 | 87.12 | 94.25 | 101.37 | 108.49 |
| 48.50 | 54.36 | 60.22 | 66.08 | 71.94 | 77.81 | 83.67 | 89.53 |
| 40.63 | 44.90 | 49.18 | 53.46 | 57.73 | 62.01 | 66.29 | 70.56 |
| 36.00 | 38.23 | 40.46 | 42.69 | 44.91 | 47.14 | 49.37 | 51.60 |

AREAS DE LAS SECCIONES TRANSVERSALES DE LAS CELDAS, m²

RIO HUAYNANOTA
(inicio del embalse)

| SECCION | C E L D A | | | | | | |
|---------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 1 | 193.50 | 174.50 | 155.50 | 136.50 | 117.50 | 98.50 | 79.50 |
| 2 | 203.35 | 187.19 | 171.04 | 154.88 | 138.72 | 122.56 | 106.40 |
| 3 | 212.73 | 198.46 | 184.19 | 169.93 | 155.66 | 141.39 | 127.13 |
| 4 | 221.84 | 208.32 | 196.00 | 183.09 | 170.17 | 157.25 | 144.33 |
| 5 | 230.77 | 218.87 | 206.96 | 193.06 | 183.15 | 171.25 | 159.34 |
| 6 | 239.60 | 228.48 | 217.37 | 200.25 | 195.13 | 184.01 | 172.89 |
| 7 | 248.35 | 237.88 | 227.37 | 216.88 | 206.39 | 195.90 | 185.41 |
| 8 | 257.04 | 247.06 | 237.09 | 223.71 | 217.14 | 207.16 | 197.18 |
| 9 | 265.77 | 256.14 | 246.59 | 237.04 | 227.50 | 217.95 | 208.40 |
| 10 | 274.30 | 265.11 | 255.93 | 246.75 | 237.56 | 228.38 | 219.19 |
| 11 | 282.89 | 274.01 | 265.14 | 256.26 | 247.39 | 238.52 | 229.64 |
| 12 | 291.45 | 282.85 | 274.24 | 265.64 | 257.04 | 248.43 | 239.83 |
| 13 | 300.00 | 291.63 | 283.26 | 274.90 | 266.53 | 258.16 | 249.79 |
| 14 | 308.54 | 300.38 | 292.22 | 284.06 | 275.90 | 267.74 | 259.58 |
| 15 | 317.07 | 309.09 | 301.11 | 293.14 | 285.16 | 277.18 | 269.21 |
| 16 | 325.58 | 317.77 | 309.96 | 302.14 | 294.14 | 286.52 | 278.71 |
| 17 | 334.09 | 326.43 | 318.76 | 311.10 | 303.44 | 303.44 | 288.11 |
| 18 | 342.59 | 335.06 | 327.53 | 320.00 | 312.47 | 312.47 | 297.42 |
| 19 | 351.08 | 343.67 | 336.27 | 328.86 | 321.46 | 314.05 | 306.65 |
| 20 | 359.57 | 352.27 | 344.98 | 337.69 | 330.39 | 323.10 | 315.80 |
| 21 | 368.05 | 360.86 | 353.67 | 346.48 | 339.28 | 322.09 | 324.90 |
| 22 | 376.53 | 369.44 | 362.34 | 355.24 | 348.14 | 341.05 | 333.95 |
| 23 | 385.01 | 378.00 | 370.99 | 363.97 | 356.96 | 349.95 | 342.94 |
| 24 | 393.48 | 386.55 | 379.62 | 372.69 | 365.76 | 358.83 | 351.90 |
| 25 | 401.95 | 395.10 | 388.24 | 381.24 | 374.53 | 367.67 | 360.82 |
| 26 | 410.42 | 403.63 | 396.85 | 390.06 | 383.27 | 376.49 | 369.70 |
| 27 | 418.89 | 412.16 | 405.44 | 398.72 | 392.00 | 385.28 | 378.56 |
| 28 | 427.35 | 420.69 | 414.03 | 407.37 | 400.71 | 394.05 | 387.39 |
| 29 | 435.81 | 429.21 | 422.60 | 416.00 | 409.39 | 402.79 | 396.19 |
| 30 | 444.26 | 437.71 | 431.16 | 424.61 | 418.06 | 411.51 | 404.96 |
| 31 | 452.73 | 446.23 | 439.73 | 433.23 | 426.73 | 420.23 | 413.73 |
| 32 | 461.18 | 454.73 | 448.28 | 441.82 | 435.37 | 428.92 | 422.47 |
| 33 | 469.63 | 463.23 | 456.82 | 450.41 | 444.01 | 437.60 | 431.19 |
| 34 | 478.09 | 471.72 | 465.36 | 458.99 | 452.63 | 446.27 | 439.90 |
| 35 | 486.54 | 480.22 | 473.89 | 467.57 | 461.24 | 454.92 | 448.59 |
| 36 | 494.99 | 488.71 | 482.42 | 476.13 | 469.85 | 463.56 | 457.27 |
| 37 | 503.44 | 497.19 | 490.94 | 484.69 | 478.44 | 472.19 | 465.94 |
| 38 | 511.90 | 505.68 | 499.46 | 493.25 | 487.03 | 480.81 | 474.60 |
| 39 | 520.34 | 514.16 | 507.98 | 501.79 | 495.61 | 489.43 | 483.24 |
| 40 | 528.79 | 522.64 | 516.49 | 510.33 | 504.18 | 498.03 | 491.88 |
| 41 | 537.24 | 531.12 | 525.00 | 518.87 | 512.75 | 506.63 | 500.51 |
| 42 | 545.69 | 539.59 | 533.50 | 527.40 | 521.31 | 515.22 | 509.12 |
| 43 | 554.13 | 548.07 | 542.00 | 535.93 | 529.87 | 523.80 | 517.73 |
| 44 | 562.58 | 556.54 | 550.50 | 544.46 | 538.42 | 532.38 | 526.34 |
| 45 | 571.02 | 565.01 | 558.99 | 552.98 | 546.96 | 540.95 | 534.93 |

RIO SANTIAGO
(inicio del embalse)

| SECCION | C E L D A | | | | | | |
|---------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 1 | 50.48 | 48.25 | 46.02 | 43.80 | 41.57 | 39.34 | 37.11 |
| 2 | 68.42 | 64.15 | 59.87 | 55.59 | 51.32 | 47.04 | 42.76 |
| 3 | 86.60 | 80.74 | 74.87 | 69.01 | 63.15 | 57.29 | 51.43 |
| 4 | 104.93 | 97.81 | 90.68 | 83.56 | 76.44 | 69.31 | 62.19 |
| 5 | 123.38 | 115.22 | 107.07 | 98.92 | 90.77 | 82.62 | 74.46 |
| 6 | 141.91 | 132.91 | 123.90 | 114.89 | 105.88 | 96.88 | 87.87 |
| 7 | 160.52 | 150.79 | 141.06 | 131.33 | 121.60 | 111.87 | 102.14 |
| 8 | 179.17 | 168.83 | 158.48 | 148.13 | 137.79 | 127.44 | 117.10 |
| 9 | 197.87 | 186.99 | 176.11 | 165.23 | 154.35 | 143.47 | 132.59 |
| 10 | 216.60 | 205.25 | 193.91 | 182.56 | 171.21 | 159.87 | 148.52 |
| 11 | 235.36 | 223.60 | 211.85 | 200.09 | 188.33 | 176.57 | 164.81 |
| 12 | 254.14 | 242.02 | 229.90 | 217.77 | 205.65 | 193.53 | 181.40 |
| 13 | 272.94 | 260.49 | 248.04 | 235.59 | 223.14 | 210.69 | 198.25 |
| 14 | 291.76 | 279.02 | 266.28 | 253.53 | 240.79 | 228.05 | 215.31 |
| 15 | 310.59 | 297.58 | 284.58 | 271.57 | 258.56 | 245.55 | 232.54 |
| 16 | 329.43 | 316.19 | 302.94 | 289.69 | 276.44 | 263.19 | 249.94 |
| 17 | 348.29 | 334.82 | 321.35 | 307.88 | 294.41 | 280.95 | 267.48 |
| 18 | 367.15 | 353.48 | 339.81 | 326.14 | 312.47 | 298.80 | 285.13 |
| 19 | 386.03 | 372.17 | 358.32 | 344.46 | 330.61 | 316.75 | 302.90 |
| 20 | 404.90 | 390.88 | 376.85 | 362.83 | 348.80 | 334.78 | 320.75 |
| 21 | 423.79 | 409.61 | 395.42 | 381.24 | 367.06 | 352.87 | 338.69 |
| 22 | 442.68 | 428.35 | 414.02 | 399.69 | 385.36 | 371.03 | 356.70 |
| 23 | 461.57 | 447.11 | 432.64 | 418.17 | 403.71 | 389.24 | 374.77 |
| 24 | 480.48 | 465.88 | 451.29 | 436.69 | 422.10 | 407.50 | 392.91 |
| 25 | 499.38 | 484.67 | 469.95 | 455.24 | 440.53 | 425.81 | 411.10 |
| 26 | 518.29 | 503.46 | 488.64 | 473.81 | 458.99 | 444.16 | 429.34 |
| 27 | 537.20 | 522.27 | 507.34 | 492.41 | 477.48 | 462.55 | 447.62 |
| 28 | 556.11 | 541.09 | 526.06 | 511.03 | 496.00 | 480.97 | 465.94 |
| 29 | 575.04 | 559.91 | 544.79 | 529.67 | 514.55 | 499.43 | 484.31 |
| 30 | 593.95 | 578.74 | 563.53 | 548.32 | 533.12 | 517.91 | 502.70 |
| 31 | 612.87 | 597.58 | 582.29 | 567.00 | 551.71 | 536.41 | 521.12 |
| 32 | 631.80 | 616.43 | 601.06 | 585.69 | 570.32 | 554.95 | 539.58 |
| 33 | 650.73 | 635.28 | 619.84 | 604.39 | 588.95 | 573.50 | 558.06 |
| 34 | 669.66 | 654.14 | 638.63 | 623.11 | 607.59 | 592.08 | 576.56 |
| 35 | 688.59 | 673.00 | 657.42 | 641.84 | 626.25 | 610.67 | 595.09 |
| 36 | 707.52 | 691.87 | 676.22 | 660.58 | 644.93 | 629.28 | 613.63 |
| 37 | 726.45 | 710.74 | 695.03 | 679.33 | 663.62 | 647.91 | 632.20 |
| 38 | 745.39 | 729.62 | 713.85 | 698.09 | 682.32 | 666.55 | 650.79 |
| 39 | 764.33 | 748.50 | 732.68 | 716.86 | 701.03 | 685.21 | 669.39 |
| 40 | 783.26 | 767.39 | 751.51 | 735.63 | 719.76 | 703.88 | 688.01 |
| 41 | 802.20 | 786.27 | 770.35 | 754.42 | 738.49 | 722.56 | 706.64 |
| 42 | 821.14 | 805.16 | 789.19 | 773.21 | 757.24 | 741.26 | 725.28 |
| 43 | 840.08 | 824.06 | 808.04 | 792.01 | 775.99 | 759.97 | 743.94 |
| 44 | 859.02 | 842.95 | 826.89 | 810.82 | 794.75 | 778.68 | 762.61 |
| 45 | 877.96 | 861.85 | 845.74 | 829.63 | 813.52 | 797.41 | 781.30 |

RIO HUAYNANOTA
(continuación)

| SECCION | C E L D A | | | | | | |
|---------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 46 | 579.47 | 573.47 | 567.48 | 561.49 | 555.50 | 549.51 | 543.52 |
| 47 | 587.91 | 581.94 | 575.97 | 570.01 | 564.04 | 558.07 | 552.10 |
| 48 | 596.35 | 590.41 | 584.46 | 578.52 | 572.57 | 566.62 | 560.68 |
| 49 | 604.80 | 598.87 | 592.95 | 587.02 | 581.10 | 575.17 | 569.25 |
| 50 | 613.24 | 607.34 | 601.43 | 595.53 | 589.62 | 583.72 | 577.82 |
| 51 | 621.68 | 615.80 | 609.91 | 604.03 | 598.15 | 592.27 | 586.38 |
| 52 | 630.13 | 624.26 | 618.39 | 612.53 | 606.66 | 600.79 | 594.93 |
| 53 | 638.57 | 632.72 | 626.87 | 621.02 | 615.18 | 609.33 | 603.48 |
| 54 | 647.01 | 641.18 | 635.35 | 629.52 | 623.69 | 617.86 | 612.03 |
| 55 | 655.45 | 649.64 | 643.82 | 638.01 | 632.20 | 626.39 | 620.57 |
| 56 | 663.89 | 658.10 | 652.30 | 646.50 | 640.71 | 634.91 | 629.12 |
| 57 | 672.33 | 666.55 | 660.77 | 654.99 | 649.21 | 643.43 | 637.65 |
| 58 | 680.77 | 675.01 | 669.24 | 663.48 | 657.71 | 651.95 | 646.18 |
| 59 | 689.21 | 683.46 | 677.71 | 671.96 | 666.21 | 660.46 | 654.71 |
| 60 | 697.65 | 691.92 | 686.18 | 680.45 | 674.71 | 668.98 | 663.24 |
| 61 | 706.09 | 700.37 | 694.65 | 688.93 | 683.21 | 677.49 | 671.77 |
| 62 | 714.53 | 708.82 | 703.11 | 697.41 | 691.70 | 685.99 | 680.28 |
| 63 | 722.97 | 717.27 | 711.58 | 705.89 | 700.19 | 694.50 | 688.80 |
| 64 | 731.41 | 725.73 | 720.05 | 714.36 | 708.68 | 703.00 | 697.32 |
| 65 | 739.85 | 734.18 | 728.51 | 722.84 | 717.17 | 711.50 | 705.83 |
| 66 | 748.29 | 742.63 | 736.97 | 731.31 | 725.66 | 720.00 | 714.34 |
| 67 | 756.72 | 751.08 | 745.43 | 739.79 | 734.14 | 728.50 | 722.85 |
| 68 | 765.16 | 759.53 | 753.89 | 748.26 | 742.62 | 736.99 | 731.36 |
| 69 | 773.60 | 767.98 | 762.35 | 756.73 | 751.11 | 745.48 | 739.86 |
| 70 | 782.04 | 776.42 | 770.81 | 765.20 | 759.59 | 753.97 | 748.36 |
| 71 | 790.48 | 784.88 | 779.27 | 773.67 | 768.07 | 762.47 | 756.86 |

RIO SANTIAGO
(continuación)

| SECCION | C E L D A | | | | | | |
|---------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 46 | 896.91 | 880.75 | 864.60 | 848.45 | 832.30 | 816.14 | 799.9 |
| 47 | 915.85 | 899.66 | 883.47 | 867.27 | 851.08 | 834.89 | 818.7 |
| 48 | 934.80 | 918.56 | 902.33 | 886.10 | 869.87 | 853.64 | 837.4 |
| 49 | 953.74 | 937.47 | 921.21 | 904.94 | 888.67 | 872.40 | 856.1 |
| 50 | 972.69 | 956.39 | 940.08 | 923.78 | 907.47 | 891.17 | 874.8 |
| 51 | 991.64 | 975.30 | 958.96 | 942.62 | 926.28 | 909.95 | 893.6 |
| 52 | 1010.5 | 994.21 | 977.84 | 961.47 | 945.09 | 928.72 | 912.3 |
| 53 | 1029.5 | 1013.1 | 996.72 | 980.32 | 963.92 | 947.51 | 931.1 |
| 54 | 1048.4 | 1032.0 | 1015.6 | 999.18 | 982.74 | 966.30 | 949.8 |
| 55 | 1067.4 | 1050.9 | 1034.5 | 1018.0 | 1001.5 | 985.10 | 968.6 |
| 56 | 1086.3 | 1069.8 | 1053.4 | 1036.9 | 1020.4 | 1003.9 | 987.4 |
| 57 | 1105.3 | 1088.8 | 1072.2 | 1055.7 | 1039.2 | 1022.7 | 1006.2 |
| 58 | 1124.2 | 1107.7 | 1091.1 | 1074.6 | 1058.0 | 1041.5 | 1024.9 |
| 59 | 1143.2 | 1126.6 | 1110.0 | 1093.5 | 1076.9 | 1060.3 | 1043.7 |
| 60 | 1162.1 | 1145.5 | 1128.9 | 1112.3 | 1095.7 | 1079.1 | 1062.5 |
| 61 | 1181.1 | 1164.5 | 1147.8 | 1131.2 | 1114.6 | 1098.0 | 1081.3 |
| 62 | 1200.0 | 1183.4 | 1166.7 | 1150.1 | 1133.4 | 1116.8 | 1100.1 |
| 63 | 1219.0 | 1202.3 | 1185.6 | 1169.0 | 1152.3 | 1135.6 | 1118.9 |
| 64 | 1237.9 | 1221.3 | 1204.6 | 1187.9 | 1171.2 | 1154.5 | 1137.8 |
| 65 | 1256.9 | 1240.2 | 1223.5 | 1206.7 | 1190.0 | 1173.3 | 1156.6 |
| 66 | 1275.9 | 1259.1 | 1242.4 | 1225.6 | 1208.9 | 1192.1 | 1175.4 |
| 67 | 1294.8 | 1278.0 | 1261.3 | 1244.5 | 1227.8 | 1211.0 | 1194.2 |
| 68 | 1313.8 | 1297.0 | 1280.2 | 1263.4 | 1246.6 | 1229.9 | 1213.1 |
| 69 | 1332.7 | 1315.9 | 1299.1 | 1282.3 | 1265.5 | 1248.7 | 1231.9 |
| 70 | 1351.7 | 1334.9 | 1318.0 | 1301.2 | 1284.4 | 1267.6 | 1250.7 |
| 71 | 1370.6 | 1353.8 | 1336.9 | 1320.1 | 1303.3 | 1286.4 | 1269.6 |
| 72 | 1389.6 | 1372.7 | 1355.9 | 1339.0 | 1322.1 | 1305.3 | 1288.4 |
| 73 | 1408.5 | 1391.7 | 1374.8 | 1357.9 | 1341.0 | 1324.2 | 1307.3 |
| 74 | 1427.5 | 1410.6 | 1393.7 | 1376.8 | 1359.9 | 1343.3 | 1326.1 |
| 75 | 1446.4 | 1429.5 | 1412.6 | 1395.7 | 1378.8 | 1361.9 | 1345.0 |
| 76 | 1465.4 | 1448.5 | 1431.5 | 1414.6 | 1397.7 | 1380.8 | 1363.8 |
| 77 | 1484.4 | 1467.4 | 1450.5 | 1433.5 | 1416.6 | 1399.6 | 1382.7 |
| 78 | 1503.3 | 1486.4 | 1469.4 | 1452.4 | 1435.5 | 1418.5 | 1401.6 |
| 79 | 1522.3 | 1505.3 | 1488.3 | 1471.4 | 1454.4 | 1437.4 | 1420.4 |
| 80 | 1541.2 | 1524.2 | 1507.3 | 1490.3 | 1490.3 | 1456.3 | 1439.3 |
| 81 | 1560.2 | 1543.2 | 1526.2 | 1509.2 | 1492.2 | 1475.2 | 1458.2 |
| 82 | 1579.1 | 1562.1 | 1545.1 | 1528.1 | 1511.1 | 1494.0 | 1477.0 |
| 83 | 1598.1 | 1581.1 | 1564.0 | 1547.0 | 1530.0 | 1512.9 | 1495.9 |
| 84 | 1617.1 | 1600.0 | 1583.0 | 1565.9 | 1548.9 | 1531.8 | 1514.8 |
| 85 | 1636.0 | 1619.0 | 1601.9 | 1584.8 | 1567.8 | 1550.7 | 1533.7 |
| 86 | 1655.0 | 1637.9 | 1620.8 | 1603.7 | 1586.7 | 1569.6 | 1552.5 |
| 87 | 1673.9 | 1656.8 | 1639.8 | 1622.7 | 1605.6 | 1588.5 | 1571.4 |
| 88 | 1692.9 | 1675.8 | 1658.7 | 1641.6 | 1624.5 | 1607.4 | 1590.3 |
| 89 | 1711.9 | 1694.7 | 1677.6 | 1660.5 | 1643.4 | 1643.4 | 1609.2 |
| 90 | 1730.8 | 1713.7 | 1696.6 | 1679.4 | 1662.3 | 1645.2 | 1628.1 |

AGUAS ABAJO DE LA CONFLUENCIA DE LOS RIOS

| SECCION | C E L D A | | | | | | |
|---------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 1 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 2 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 3 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 4 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 5 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 6 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 7 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 8 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 9 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 10 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |
| 11 | 2126.8 | 2119.5 | 2112.2 | 2104.9 | 2097.1 | 2089.8 | 2082.9 |