



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

**MODELOS MATEMÁTICOS DE CALIDAD DEL AGUA EN
LAGOS Y EMBALSES**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

LICENCIADA EN INGENIERÍA CIVIL

PRESENTA:

CLAUDIA MARGARITA RENDÓN VELÁZQUEZ

TUTORA: M. I. ALBA BEATRIZ VÁZQUEZ GONZÁLEZ

MÉXICO, D.F. JULIO 2013



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

DIVISIÓN DE INGENIERÍAS CIVIL Y GEOMÁTICA
COMITÉ DE TITULACIÓN
FING/DICyG/SEAC/UTIT/112/10

Señorita
CLAUDIA MARGARITA RENDÓN VELÁZQUEZ
Presente

En atención a su solicitud me es grato hacer de su conocimiento el tema que propuso la profesora M.I. ALBA BEATRIZ VÁZQUEZ GONZÁLEZ, que aprobó este Comité, para que lo desarrolle usted como tesis de su examen profesional de INGENIERO CIVIL.

"MODELOS MATEMÁTICOS DE CALIDAD DEL AGUA EN LAGOS Y EMBALSES"

- INTRODUCCIÓN
- I. CONCEPTOS Y ECUACIONES FUNDAMENTALES DE MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA
 - II. MODELOS EN LAGOS Y EMBALSES
 - III. MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA A PARTIR DE DATOS DE CAMPO E IMÁGENES SATELITALES
 - IV. CASO ESTUDIO: PRESA VALLE DE BRAVO
 - V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Ruego a usted cumplir con la disposición de la Dirección General de la Administración Escolar en el sentido de que se imprima en lugar visible de cada ejemplar de la tesis el Título de ésta.

Asimismo le recuerdo que la Ley de Profesiones estipula que deberá prestar servicio social durante un tiempo mínimo de seis meses como requisito para sustentar Examen Profesional.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria a 4 de Octubre del 2010.
EL PRESIDENTE

ING. RODOLFO SOLÍS UBALDO

RSU/MTH*gar.

DEDICATORIA

Quiero dedicar este trabajo a mis seres queridos que siempre estuvieron apoyándome durante este proceso, así como a la maestra Alba Beatriz Vázquez González ya que sin ella no habría encontrado este tema; y en especial quiero agradecer y dedicar este trabajo a mi papá por ser mi eterno ejemplo a seguir en el ámbito académico como personal.

A mi querida Universidad que me ha dado más de lo que yo podré regresarle en toda mi vida.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a la DGAPA el financiamiento otorgado al proyecto IN107710 “Monitoreo de la calidad del agua mediante el uso de la percepción remota”, a través del PROGRAMA DE APOYO A PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN E INNOVACIÓN TECNOLÓGICA (PAPIIT), ya que la presente tesis forma parte éste proyecto.

Objetivo. Investigar, analizar y evaluar modelos matemáticos de calidad del agua en lagos y embalses.

ÍNDICE

	Página
INTRODUCCIÓN	5
1. CONCEPTOS Y ECUACIONES FUNDAMENTALES DE MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA	6
1.1 Finalidad de los modelos matemáticos	6
1.2 Tipos de modelos matemáticos.....	7
1.3 Cinética de reacciones.....	10
1.3.1 Tipos de reacciones.....	10
1.3.2 Reacciones cinéticas	11
1.3.3 Reacciones de cero, primero y segundo orden.....	12
1.3.4 Métodos para obtener la concentración	14
1.4 Reacciones biológicas (procesos fisiológicos)	15
1.4.1 Oxígeno Disuelto (OD).....	15
1.4.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	18
1.4.3 Transformación de gases y reaireación de oxígeno.....	19
1.4.4 Nitrógeno	20
1.4.5 Fotosíntesis/Respiración.....	22
1.5 Expresiones de Monod-Michaelis	23
2. MODELOS EN LAGOS Y EMBALSES.....	27
2.1 Origen, forma y tamaño. Morfometría, batimetría	27
2.1.1 Origen, forma y tamaño de lagos y embalses.....	27
2.1.2 Morfometría y Batimetría.....	29
2.2 Estado estacionario, distribución horizontal y vertical, sustancias conservativas y no conservativas	32
2.2.1 Distribución horizontal.....	33
2.2.2 Distribución vertical, sustancias conservativas y no conservativas.....	33
2.3 Estado no estacionario, largo y corto plazo.....	37
2.3.1 Largo plazo	38
2.3.2 Corto plazo.....	38
2.4 Eutroficación y nutrientes	39
3. MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA A PARTIR DE DATOS DE CAMPO E IMÁGENES SATELITALES.....	46
3.1 Limitaciones y ventajas	48
3.2 Ejemplos de aplicación	51
3.2.1 Elaboración de un estudio sobre cuarenta y dos embalses, en la cuenca del río Ebro, en España, con el desarrollo de un algoritmo por medio de bandas de <i>reflectancia</i> del Landsat 5 TM., por P.A. Brivio, C. Giardino y E. Zilioli.....	52

3.2.2. Estimación de los parámetros de la calidad del agua a partir de datos de detección remota en el lago Kemp en el estado de Texas, USA, por Bassil El-Masri y A. Faiz Rahman, Departamento de Manejo de Recursos Naturales, Texas Tech University	54
3.2.3 Características de la Calidad del Agua de Lagos y Embalses Mediante Sensores Remotos Basados en el Landsat, Incluyendo Clorofila y Material Orgánico Disuelto Coloreado (CDOM), por Patrick Brezonik, Kevin D. Menken and Marvin Bauer.....	57
3.2.4 Mediciones de transparencia y calidad del agua en lagos y ríos de Minnesota: Un Enfoque Basado en Censos Utilizando Técnicas de Detección Remota por Patrick L. Brezonik, Leif G. Olmanson, Marvin E. Bauer, and Steven M. Kloiber.....	60
3.2.5 Evaluación de la calidad del agua con datos simultáneos del Landsat-5 TM en la Bahía Guanabara, Río de Janeiro, Brasil, por Claudia Zuccari Fernandes Braga, Alberto W. Setzer y Luis Drude de Lacerda	63
3.2.6 Determinación de los cambios de la concentración de clorofila en el Lago Garda utilizando un código de transferencia radiactiva basado en una imagen de las imágenes del Landsat TM, por PA Brivio, C. Giardino, Zilioli E.....	66
4. CASO ESTUDIO: PRESA VALLE DE BRAVO.....	70
4.1 Metodología	73
4.1.1 Recopilación y revisión de la información sobre el tema.....	73
4.1.2 Elección de plataformas y sensores.....	74
4.1.3 Fechas de muestreo y adquisición de imágenes	75
4.1.4 Procesamiento de imágenes y determinación de sitios de muestreo	76
4.1.5 Procesamiento para la obtención de datos de entrada para el modelo y generación de mapas de salida del mismo	78
4.1.6 Generación de modelos matemáticos de calidad del agua a través de la correlación de datos de campo e imágenes satelitales.....	81
4.2 Modelos de calidad del agua con imágenes satelitales y datos de campo	84
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	86
GLOSARIO.....	89
NOTACIÓN	92
BIBLIOGRAFÍA Y REFERENCIAS.....	93

INTRODUCCIÓN

En este trabajo se analizan diversos métodos para la determinación de modelos matemáticos que permitan vigilar la calidad del agua en lagos y embalses. Se enfatiza la importancia del uso de la percepción remota como mecanismo para estimar la calidad del agua; para ello se desarrolla un algoritmo por medio de la reflexión en bandas de imágenes de satélite Landsat TM.

Para el modelaje de la calidad del agua en los lagos y embalses existen tres características de éstos que facilitan su estudio; esto es, su origen, su forma y su tamaño.

Así, en el capítulo I se revisarán los conceptos y ecuaciones fundamentales que les son propios a los modelos de calidad del agua; la finalidad y tipos de los modelos y las características de las reacciones.

Subsecuentemente, en el capítulo II, se verá el origen, forma y tamaño, morfología y batimetría de los lagos y embalses; el estado, distribución y sustancias que integran un cuerpo de agua, los estados no estacionarios de largo y corto plazo, así como la eutroficación y los nutrientes de lagos y embalses.

En el capítulo III, se comentarán los diversos modelos de calidad del agua a partir de los datos de campo y de las imágenes satelitales, sus limitaciones y ventajas, así como algunos ejemplos de aplicación.

En el capítulo IV, se verá un caso específico representado por la presa Valle de Bravo, la metodología que se utilizó y los modelos de calidad del agua que se obtuvieron mediante las imágenes de los satélites así como también de los datos obtenidos en el campo.

Finalmente un capítulo dedicado a las conclusiones a las que se arribaron y las recomendaciones que se infieren de esta tesis.

Se citan adicionalmente referencias bibliográficas que le dan cuerpo formal y rigor al presente trabajo de investigación.

1. CONCEPTOS Y ECUACIONES FUNDAMENTALES DE MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA

Antes de ejecutar un programa para satisfacer una necesidad humana es conveniente construir un modelo matemático a fin de representar simbólicamente los elementos de la situación o problema que se tiene en la realidad.

1.1 Finalidad de los modelos matemáticos

Los modelos matemáticos son utilizados con el propósito de representar cada uno de los conceptos y variables que intervienen en un proceso mediante expresiones matemáticas. Se componen de ecuaciones y proposiciones que intentan representar las relaciones entre variables y parámetros de un cuerpo de agua, con el objeto de estudiar el comportamiento de sistemas complejos en situaciones difíciles de observar en la realidad. Las variables son las propiedades que se pueden medir en el sistema o cuerpo de agua, cuyas magnitudes cambian en el tiempo, y los parámetros son las propiedades que por el momento no varían y definen al sistema. Los modelos matemáticos tratan de representar la realidad de manera simplificada, así como resolver problemas específicos sobre flujos, parámetros de calidad y posibles usos del agua, entre otros; éste es el caso en lagos y embalses. Al crear un modelo matemático se deben obtener respuestas sobre lo que puede suceder en el mundo físico, para el conocimiento y pronóstico del sistema.

Un modelo, al ser una representación matemática de la realidad física de un sistema, promueve el progreso y la comprensión conceptual del mismo, facilitando la aplicación de diferentes herramientas y esquemas matemáticos que permiten entender el comportamiento de dicho sistema en estudio. Por lo tanto, las predicciones o resultados del modelo se deben poder reinterpretar en la realidad por medio de un modelo físico siguiendo el camino inverso al modelado matemáticamente (retoanálisis). Esto se lleva a cabo siguiendo el método científico, siendo éste un conjunto de pasos necesarios para obtener conocimientos válidos mediante instrumentos confiables, teniendo el criterio abierto y lo más objetivo posible¹.

Originalmente los modelos se desarrollaron como herramientas para resolver problemas, pero más allá de esto, permiten visualizar diferentes escenarios desde varios puntos de vista para al final percibir todos los elementos que influyen en un sistema. En esencia, los modelos matemáticos ofrecen expresiones cuantitativas que permiten integrar diversa información física, química, y biológica que es de lo que están constituidos los sistemas ambientales complejos. De este modo, los modelos contribuyen a un mejor entendimiento sobre el funcionamiento del medio

¹ Schnoor, Jerald L., Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil, John Wiley & Sons, _Inc., USA, 1996.

ambiente como unidad, así como del origen y transporte de contaminantes al cuantificar sus reacciones, especificaciones y movimiento.

La mayoría de los modelos matemáticos no son exactos y tienen un alto grado de idealización y simplificación, ya que la creación de modelos muy exactos puede ser muy compleja, cara y difícil e irreal de elaborar en tiempos razonablemente aceptables; un modelo simplificado puede ser más conveniente ya que con la retroalimentación obtenida de los hechos observados en la realidad se va ajustando en tiempo y forma para resultar más útil. Los modelos son finalmente una herramienta para la toma de decisiones del ingeniero.

1.2 Tipos de modelos matemáticos

Un modelo es una representación típica de una versión simplificada de la realidad que es utilizada como prueba o testigo². En este trabajo el propósito de los modelos matemáticos es representar una realidad de la calidad del agua en lagos y embalses.

Otra definición de un modelo matemático se puede expresar como una ecuación idealizada cuyo fin es representar la respuesta de un sistema físico a estímulos externos³. Por tanto, en un modelo matemático de la calidad del agua, es necesario medir la calidad (la respuesta) en la recepción del agua (el sistema) como una función del efluente (estímulo), y el modelo matemático puede ser representado generalmente como:

$$c = f(W; \text{física, química, biología}) \dots \dots \dots (1.1)$$

De acuerdo con la *ecuación 1.1*, donde c = concentración de masa (ML^{-3}) y W = tasa de descarga (MT^{-1}), la relación entre causa y efecto, carga y concentración, dependerá de las características físicas, químicas y biológicas del agua recibida⁴.

De este modo, la representación matemática de la *expresión 1.1* puede expresarse como sigue:

$$c = \frac{W}{a} \dots \dots \dots (1.2)$$

Donde a = un factor de asimilación ($L^3 T^{-1}$), que representa las características físicas, químicas y biológicas del agua recibida. En otras palabras, el factor de asimilación es el que brinda al modelo las características del medio en el que se trabaja. Esta ecuación es denominada lineal porque la relación entre c y W es directamente proporcional. Existen varias maneras de implantarla *ecuación 1.2*:

² S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 10.

³ Ibidem, pág. 10.

⁴ Ibidem, pág. 11.

1. Modo de simulación, ya que el modelo tiene como objetivo simular la respuesta del sistema, en este caso la concentración como función de estímulos (diferentes descargas), y de las características del sistema, que se representa por el factor de asimilación.
2. Modo de diseño, al calcular la capacidad de asimilación, reajustando la *ecuación 1.2* de la siguiente manera:

$$W = ac \dots\dots\dots (1.3)$$

se propone una tasa de descarga para obtener un valor de concentración deseado, lo cual permite obtener información que puede ser directamente utilizada para diseños ingenieriles del sistema.

3. Modo de diseño, modificando el ambiente se expresa la *expresión 1.2* de la siguiente manera:

$$a = \frac{W}{c} \dots\dots\dots (1.4)$$

de esta manera se determina cómo el ambiente puede variar para alcanzar una calidad de agua deseada, al contar con una tasa de descarga establecida.

Sin importar el modo de ejecución, la eficacia del modelo está sujeta a una caracterización precisa del factor de asimilación. Es por ello la importancia que tienen los distintos enfoques para determinarlo.

Dependiendo de la información con que se cuenta para construir el modelo, éstos se pueden diferenciar en modelos heurísticos y modelos empíricos.

- Los modelos heurísticos se basan en las causas o mecanismos naturales que originan al fenómeno en estudio, por lo que se trabaja con un enfoque teórico o deductivo. Se incluye el uso de relaciones teóricas y principios de organización.
- Los modelos empíricos utilizan observaciones directas o resultados experimentales, es decir, que se trabaja de manera inductiva. Comúnmente se utilizan técnicas de regresión para obtener el factor de asimilación, siendo éste la relación entre las descargas y la concentración, de forma estadística.

Ya que el enfoque empírico tiene algunas limitaciones, es más sencillo abordar el problema desde una perspectiva mecánica. Este tipo de modelos se basan en la ley de la conservación de la materia, que establece que dentro de un volumen finito de agua, la materia no se crea ni se destruye. En términos cuantitativos este principio se expresa en un balance de masa, donde se consideran todos los intercambios a través de la barrera del sistema y las transformaciones dentro del mismo. Este proceso se puede expresar como:

$$\text{Acumulación} = \text{descargas} \pm \text{transporte} \pm \text{reacciones} \dots\dots\dots (1.5)$$

Al movimiento de materia a través del volumen y el flujo del agua se le conoce como transporte. Adicionalmente al flujo, dentro del volumen de agua la materia se gana y pierde por medio de reacciones o transformaciones. Estas reacciones pueden incrementar la materia al cambiar otro constituyente en la sustancia modelada o remover materia al transformar la sustancia en otro constituyente. La sustancia puede a su vez incrementar a causa de descargas externas.

Los modelos también se pueden clasificar según su tipo de representación ya que pueden tener diferentes denominaciones dependiendo si se desean resultados de tipo cualitativo o cuantitativo.

- Los modelos cualitativos o conceptuales suelen representar por medio de figuras, gráficas, símbolos y descripciones cualidades no numéricas, casi siempre, ya que el objeto en estudio puede ser la dirección que tomará el sistema o si aumentará o disminuirá alguna magnitud, sin importar la magnitud concreta.
- Los modelos cuantitativos o numéricos representan de manera numérica el proceso físico o los cambios cuantitativos del sistema utilizando ecuaciones y algoritmos matemáticos que relacionan parámetros numéricos.

Si se cuenta con la información necesaria para generar el modelo se habla de un modelo determinista ya que no hay incertidumbre y se establece de manera puntual el resultado buscado. En cambio, si no se cuenta con suficiente información, el modelo se basa en la estadística y la probabilidad, agregando un grado de incertidumbre al modelo.

Es de suma importancia saber para qué es el modelo que se desea generar. Si se quiere predecir un resultado o explicar una situación con más claridad bajo condiciones precisas o aleatorias se habla de un modelo descriptivo o de simulación ya que es justo lo que hace; y si se desea idear un modelo para seleccionar entre varias alternativas y condiciones, la óptima o más adecuada, de acuerdo a determinados criterios se utiliza un modelo de optimización.

Los modelos de control son para conocer con precisión el comportamiento de algún proceso de acuerdo al área de operación. Estos modelos son muy útiles para ajustar parámetros, medidas o variables y obtener los resultados del sistema modelado.

Los modelos matemáticos de calidad de agua se pueden clasificar dependiendo de sus niveles de complejidad. El tipo de problema que se resuelve para determinar la calidad del agua, las características del cuerpo del agua, la disponibilidad de datos sobre la calidad del agua y sobre las descargas de contaminantes, los riesgos para la salud pública y el ambiente, las opciones disponibles juntos con sus estrategias, y el tiempo y recursos financieros disponibles son los factores principales que

determinan el grado de complejidad del modelo. Dicha complejidad puede hacer imposible idear un algoritmo de solución, es por eso que el modelo podría no ser factible en términos de cálculo. Aunque, sin importar la exactitud y refinamiento del modelo, éste puede ser poco práctico si los datos disponibles recolectados no son confiables. A su vez al distorsionar las estimaciones, la solución obtenida, por óptima que sea matemáticamente, será de una calidad insuficiente ya que no representa al sistema real.

1.3 Cinética de reacciones

El objetivo del estudio de las reacciones cinéticas, es explorar cómo los datos obtenidos de un lago o de un embalse pueden ser utilizados para caracterizar las reacciones que afectan los contaminantes del agua. Esto es, investigar de manera cuantitativa las reacciones de los contaminantes del agua en el modelo.

1.3.1 Tipos de reacciones

Las reacciones heterogéneas involucran más de una fase, con las reacciones ocurriendo usualmente en las superficies entre fases. Las reacciones homogéneas involucran una sola fase (esto es, líquida, sólida o gaseosa). Estas son los dos tipos fundamentales de reacciones utilizadas en la elaboración de modelos matemáticos sobre la calidad del agua.

Una acción reversible puede proceder en cualquier dirección, dependiendo de las concentraciones relativas de los reactivos y los productos:

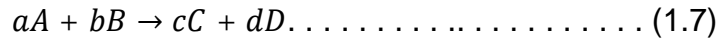


Donde las letras minúsculas representan los coeficientes *estequiométricos*⁵, siendo éstos el número de moles de cada sustancia y las mayúsculas designan los compuestos de reacción o sustancia. Tales reacciones tienden a alcanzar un estado de equilibrio cuando las reacciones que van y que vienen están balanceadas. Ellas son las bases para el área conocida como química de equilibrio.

No obstante que las reacciones reversibles son importantes en los modelos de calidad del agua, se le ha dado mayor énfasis a las reacciones irreversibles. Éstas proceden en una única dirección y así continúan hasta que los reaccionantes se agotan. En estos casos, el enfoque principal es hacia la determinación de la

⁵La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

velocidad de desaparición de una o más de las sustancias que están reaccionando. Por ejemplo, para la reacción irreversible:



el propósito es determinar la velocidad a la cual la sustancia A desaparece.

1.3.2 Reacciones cinéticas

La cinética o tasa de las reacciones puede ser expresada cuantitativamente mediante la ley de acción de masas, la cual establece que la tasa de la reacción es proporcional a la concentración de los reactivos. Para la ecuación general de una reacción química, la tasa puede ser representada generalmente como:

$$\frac{dc_A}{dt} = -k_r f(c_A, c_B, \dots) \dots\dots\dots (1.8)$$

La tasa de reacción depende del producto de la constante de velocidad de la reacción de los reactivos, k_r , dependiente de la temperatura, y una función de la concentración de los reactivos, $f(c_A, c_B, \dots)$.

La relación funcional $f(c_A, c_B, \dots)$ es casi siempre determinada experimentalmente. Una forma general es:

$$\frac{dc_A}{dt} = -k_r c_A^\alpha c_B^\beta \dots\dots\dots (1.9)$$

Las potencias a las cuales la concentración está elevada son conocidas como el orden de la reacción. En la *ecuación 1.9* la reacción es del orden α con respecto al reactivo A y β respecto al reactivo B. El orden total de la reacción es:

$$n = \alpha + \beta \dots\dots\dots (1.10)$$

El orden total de la reacción, o el orden de una sustancia, no tiene que ser un entero; sin embargo, la mayoría de las reacciones utilizadas en modelos de calidad del agua presentan órdenes enteras. Si la reacción se encuentra en equilibrio químico, la tasa de los reactivos es la misma que la de los productos:

$$k_r c_A^\alpha c_B^\beta = k_p c_C^\gamma c_D^\delta \dots\dots\dots (1.11)$$

Observando un solo reactivo, se tiene de manera simplificada:

$$\frac{dc}{dt} = -k_r c^n \dots\dots\dots (1.12)$$

Donde c = la concentración de un solo reactivo y n = el orden.

1.3.3 Reacciones de cero, primero y segundo orden

Las reacciones que se presentan en las aguas naturales suelen ser de cero (Figura 1.1), primero (Figura 1.2) o segundo orden⁶.

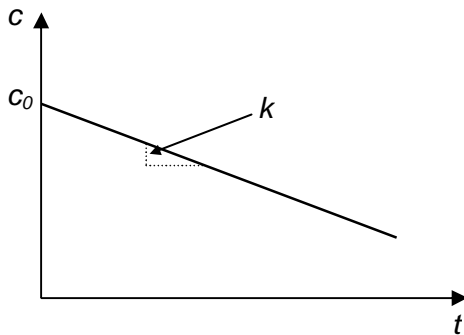


Figura 1.1⁶ Gráfica de concentración contra tiempo para una reacción de orden cero.

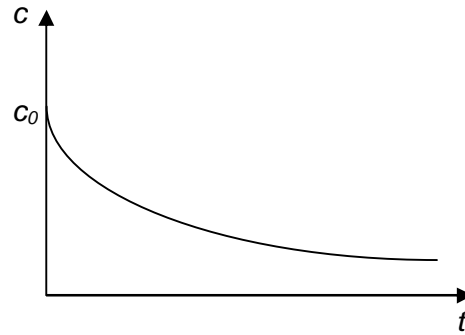


Figura 1.2⁶ Gráfica de concentración contra tiempo para una reacción de primer orden.

Modelo de reacción de orden cero. Para el modelo de orden cero ($n = 0$), la ecuación por integrar es:

$$\frac{dc}{dt} = -k \dots \dots \dots (1.13)$$

Donde k tiene unidades de $(ML^{-3} T^{-1})$. Si $c = c_0$ cuando $t = 0$, entonces la ecuación 1.13 puede ser integrada de la siguiente manera:

$$c = c_0 - kt \dots \dots \dots (1.14)$$

Como se puede ver en la ecuación 1.14 y en la Figura 1.1, el modelo especifica una tasa de agotamiento constante por unidad de tiempo. De esta manera, al ver en una gráfica de concentración contra tiempo una línea recta, podemos apreciar que la reacción es de orden cero.

Modelo de reacción de primer orden. Para los modelos de primer orden, la ecuación a integrar es:

$$\frac{dc}{dt} = -kc \dots \dots \dots (1.15)$$

Donde k tiene unidades de (T^{-1}) . Si $c = c_0$ cuando $t = 0$, entonces la ecuación 1.15 puede ser integrada mediante separación de variables para obtener:

⁶S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 27.

$$\ln c - \ln c_0 = -kt \dots \dots \dots (1.16)$$

Simplificando la *ecuación 1.16*, se tiene:

$$c = c_0 e^{-kt} \dots \dots \dots (1.17)$$

Este modelo especifica un agotamiento exponencial; esto quiere decir que la concentración disminuye a la mitad por cada unidad de tiempo. Podemos ver en la *Figura 1.2* como la curva de concentración se aproxima asintóticamente al cero.

La tasa de agotamiento, *ecuación 1.17*, también se puede expresar en términos de base 10, en lugar de base e, como a continuación se indica:

$$c = c_0 10^{-k't} \dots \dots \dots (1.18)$$

donde:

$$k' = \frac{k}{2.3025} \dots \dots \dots (1.19)$$

Modelo de reacción de segundo orden. Para los modelos de segundo orden, se evalúa la ecuación:

$$\frac{dc}{dt} = -kc^2 \dots \dots \dots (1.20)$$

Donde k tiene unidades de $(L^3 M^{-1} T^{-1})$. Si $c = c_0$ cuando $t = 0$, entonces la *ecuación 1.20* puede ser integrada mediante separación de variables para obtener:

$$\frac{1}{c} = \frac{1}{c_0} + kt \dots \dots \dots (1.21)$$

La *ecuación 1.21* se puede expresar en términos de la concentración, obteniendo:

$$c = c_0 \frac{1}{1 + kc_0 t} \dots \dots \dots (1.22)$$

Así como en las reacciones de primer orden, en las de segundo, la concentración se aproxima al cero, de manera curva y asintótica.

Podemos obtener un modelo para reacciones de órdenes mayores a 1, $n > 1$,

$$\frac{1}{c^{n-1}} = \frac{1}{c_0^{n-1}} + (n-1)kt \dots \dots \dots (1.23)$$

Despejando c de la *ecuación 1.23*, se obtiene:

$$c = c_0 \frac{1}{[1 + (n-1)kc_0^{n-1}t]^{1/(n-1)}} \dots \dots \dots (1.24)$$

1.3.4 Métodos para obtener la concentración

A medida que transcurre una reacción, disminuyen las concentraciones de los reactantes. Las cinéticas de reacción se refieren a la relación existente entre la velocidad de reacción y las condiciones que afectan a dicha velocidad, como son la concentración de reactantes y la temperatura. Estas relaciones se describen mediante las expresiones cinéticas o ecuaciones cinéticas.

Para obtener la concentración en función del tiempo, $c(t)$, existe una amplia variedad de métodos que se pueden utilizar, uno de ellos es el **método integral**, que consiste en proponer n e integrar en la siguiente ecuación:

$$\frac{dc}{dt} = -kc^n \dots\dots\dots (1.25)$$

Después se observa gráficamente si el modelo se ajusta a los datos reales.

El **método diferencial** transforma logarítmicamente la *ecuación 1.25* de la siguiente manera:

$$\log\left(-\frac{dc}{dt}\right) = \log k + n \log c \dots\dots\dots (1.26)$$

Este método tiene la ventaja de que al graficar $(-dc / dt)$ contra $\log c$, obtenemos directamente el orden de la reacción ya que gráficamente es la pendiente; la desventaja es que depende de la obtención de un estimado numérico de la derivada $(-dc/dt)$.

Se puede utilizar el **método de las tasas iniciales** para determinar la tasa y orden de la reacción cuando surgen complicaciones con el tiempo ya que este método utiliza información de las primeras etapas del experimento.

Otra manera de obtener la concentración en función del tiempo es por medio del **método de la vida media** de la reacción que nos indica el tiempo que tarda la concentración en disminuir a la mitad del valor inicial. En otras palabras:

$$c(t_{50}) = 0.5c_0 \dots\dots\dots (1.27)$$

Donde t_{50} = vida media.

Es importante saber la concentración de la masa para cuantificar la influencia de cualquier compuesto en el agua ya que en las reacciones, éstos pueden reaccionar formando nuevos compuestos y nos interesan las magnitudes en que estos reactivos y productos se consumen y crean, respectivamente, durante la reacción,

respectivamente. La estequiometría se encarga de calcular las cantidades en masa y volumen de las sustancias reaccionantes y los productos de una reacción química, por lo que nos interesa el balance de moles en la reacción. Sabiendo la estequiometría podemos determinar la proporción de los elementos que se asimilan en una reacción y entender el comportamiento de los compuestos químicos en el agua.

La velocidad o tasa a la que ocurre una reacción en cualquier lago o embalse se incrementa con la temperatura, por lo que conviene crear relaciones para poder comparar y convertir las tasas de reacción a distintas temperaturas determinadas.

La cinética de reacciones es muy útil para modelar el sistema ya que permite idealizar el comportamiento de los compuestos que puede contener el cuerpo de agua en estudio y así monitorear los cambios que existan en el sistema.

1.4 Reacciones biológicas (procesos fisiológicos)

Los mecanismos y cinética de reacciones discutidas en los apartados anteriores se aplican de igual manera para las reacciones biológicas. Las reacciones biológicas están referidas a las transformaciones microbianas de químicos orgánicos. Estas transformaciones pueden ocurrir bajo condiciones aerobias o anaerobias, es decir con presencia de oxígeno o sin ésta, por bacterias, algas, u hongos, y por medio de distintos mecanismos.

1.4.1 Oxígeno Disuelto (OD)

En un cuerpo de agua se produce y consume oxígeno; la concentración de éste depende de un número de factores, tales como temperatura, presión atmosférica, fotosíntesis, aireación, el consumo que depende de la respiración, descomposición de sustancias orgánicas y otras reacciones químicas. También puede intercambiarse oxígeno con la atmósfera por el aire. La concentración total de oxígeno disuelto dependerá del balance entre todos estos fenómenos.

Como se muestra en la *Figura 1.3*⁷, la biosfera se puede comprender como un ciclo de vida y muerte. Entendemos por *biosfera*⁸ al sistema formado por el conjunto de seres vivos del planeta Tierra, junto con el medio físico que los rodea y que

⁷S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 348.

⁸ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

contribuyen a formar. Los organismos *autotróficos*⁹, como las plantas que no dependen de otros organismos para nutrirse y que con la ayuda del sol, convierten a nutrientes inorgánicos en materia orgánica más compleja. Esta materia sirve como fuente de energía para que los organismos heterotróficos, los cuales sí necesitan de materia orgánica para subsistir, realicen procesos como lo son la respiración y descomposición y regresen la materia orgánica a su estado inorgánico. Durante este proceso se consume oxígeno y libera dióxido de carbono.

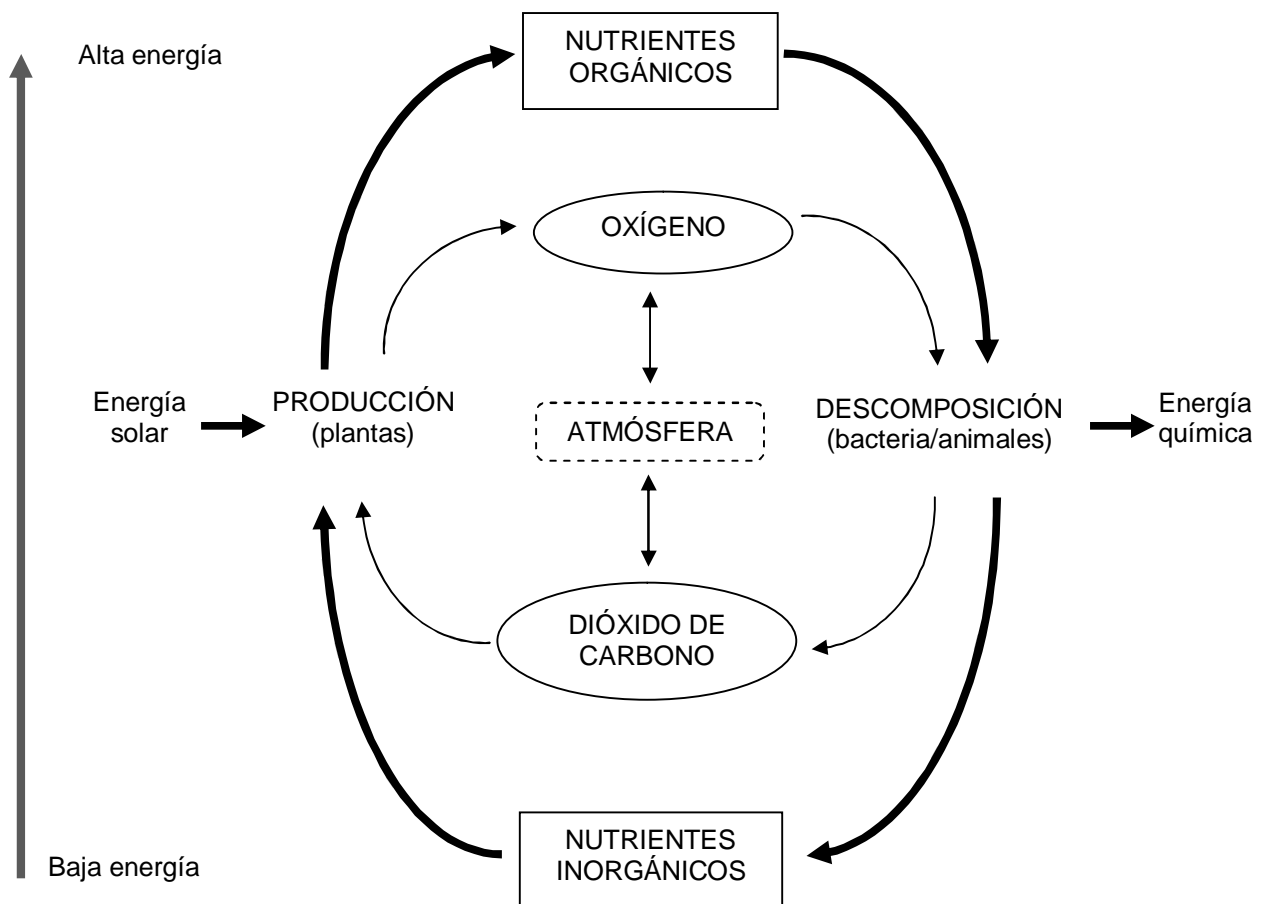
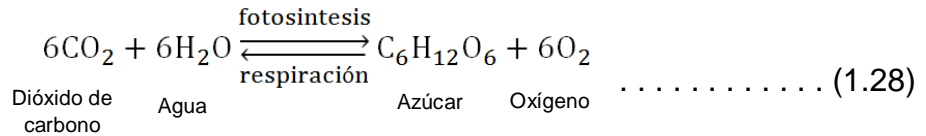


Figura 1.3⁷
Ciclo natural de la producción y descomposición orgánica.

Este ciclo se puede representar químicamente por la siguiente expresión:

⁹ S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 347.



De acuerdo a esta reacción reversible, el dióxido de carbono y el agua sirven para sintetizar materia orgánica, siendo ésta la glucosa, y crear oxígeno durante la fotosíntesis. Inversamente, la materia orgánica es transformada y el oxígeno se consume en el proceso de respiración y descomposición. A su vez, otros compuestos orgánicos se crean y destruyen en este proceso.

Al contar con un lago limpio, los niveles de oxígeno disuelto que sean mayores a las descargas externas se encontrarán cerca de la saturación. Cuando agua contaminada entra al lago, eleva los niveles de la materia orgánica disuelta y sólida, por lo que el agua se vuelve turbia por los sólidos y al asentarse éstos se crea una cama de lodos que pueden producir olores nocivos. A su vez, la materia orgánica sirve de comida para los organismos heterotróficos, haciendo que el ciclo natural de la producción y descomposición orgánica se desequilibre ya que hay mayor descomposición que producción. En el proceso se agota el oxígeno disuelto.

Al disminuir los niveles de oxígeno en el agua, el oxígeno de la atmósfera compensa este déficit de oxígeno. La *reaireación*¹⁰ se refiere a la renovación de los suministros de aire en las capas más bajas del agua a fin de elevar los niveles de oxígeno. Cuando la materia orgánica en el agua se asimila y los niveles de oxígeno disminuyen, se encuentra un punto en el que el agotamiento de oxígeno y la reaireación están en equilibrio, lo cual representa el punto crítico donde hay menor cantidad de oxígeno en el agua. Después de este punto, la reaireación domina y los niveles de oxígeno empiezan a aumentar y el agua estará más clara debido a la sedimentación de la materia sólida. Adicionalmente, se liberarán nutrientes inorgánicos debido a esta descomposición y se contará con el desarrollo de plantas.

Los niveles de oxígeno disuelto son a menudo expresados como porcentajes de saturación. El grado de saturación es la máxima concentración de oxígeno disuelto que se presenta en el agua a una temperatura específica. Existen diversos factores ambientales que pueden afectar este valor, como lo son:

- La temperatura
- La salinidad
- La presión debida a la altitud

Cuando la temperatura aumenta, el grado de saturación disminuye; así como cuando la presión atmosférica disminuye el grado de saturación disminuye también.

¹⁰La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

Cuanto más grande sea la salinidad en el agua, el agua podrá guardar menor cantidad de oxígeno.

1.4.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

En un reactor se puede medir la cantidad de oxígeno que consumen los microorganismos durante la degradación de las sustancias orgánicas contenidas en el mismo, a esta magnitud se le conoce como demanda bioquímica de oxígeno o DBO.

Se define L , en mg L^{-1} , como la cantidad oxidable de materia orgánica que permanece en la muestra o reactor después de la degradación, expresada en términos de oxígeno. El balance de masa de L en el sistema, asumiendo que la degradación se comporta como una reacción de primer orden, se expresa de la siguiente manera:

$$V \frac{dL}{dt} = -k_1 VL \dots \dots \dots (1.29)$$

Donde V = volumen de la muestra, $[\text{L}^3]$ y k_1 = tasa de degradación en el sistema en unidades $[\text{T}^{-1}]$. Si el nivel inicial de materia orgánica es L_0 , la ecuación 1.29 se puede resolver obteniendo:

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \dots \dots \dots (1.30)$$

El oxígeno consumido durante el proceso de descomposición se define como:

$$y = L_0 - L \dots \dots \dots (1.31)$$

y sustituyendo la ecuación 1.30 en la ecuación 1.31 obtenemos:

$$y = L_0 (1 - e^{-k_1 t}) \dots \dots \dots (1.32)$$

donde y = DBO en mg L^{-1} . Por lo que el valor de L_0 puede definirse como la concentración inicial de materia orgánica oxidable o como la DBO última, como se puede ver en la Figura 1.4¹¹.

El balance de masa para el oxígeno se determina como sigue:

$$V \frac{do}{dt} = -k_1 VL_0 e^{-k_1 t} \dots \dots \dots (1.33)$$

¹¹ S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 354.

Si el valor inicial del oxígeno es o_0 , la ecuación 1.33 se resuelve obteniendo:

$$o = o_0 - L_0(1 - e^{-k_1 t}) \dots \dots \dots (1.34)$$

De acuerdo a esta expresión en el sistema el oxígeno disminuirá exponencialmente y se acercará asintóticamente a:

$$o \rightarrow o_0 - L_0 \dots \dots \dots (1.35)$$

Comúnmente se utiliza un periodo de análisis de 5 días, por lo que la referencia es DBO_5 . Obteniendo este parámetro se puede extrapolar a otros periodos para obtener la DBO última.

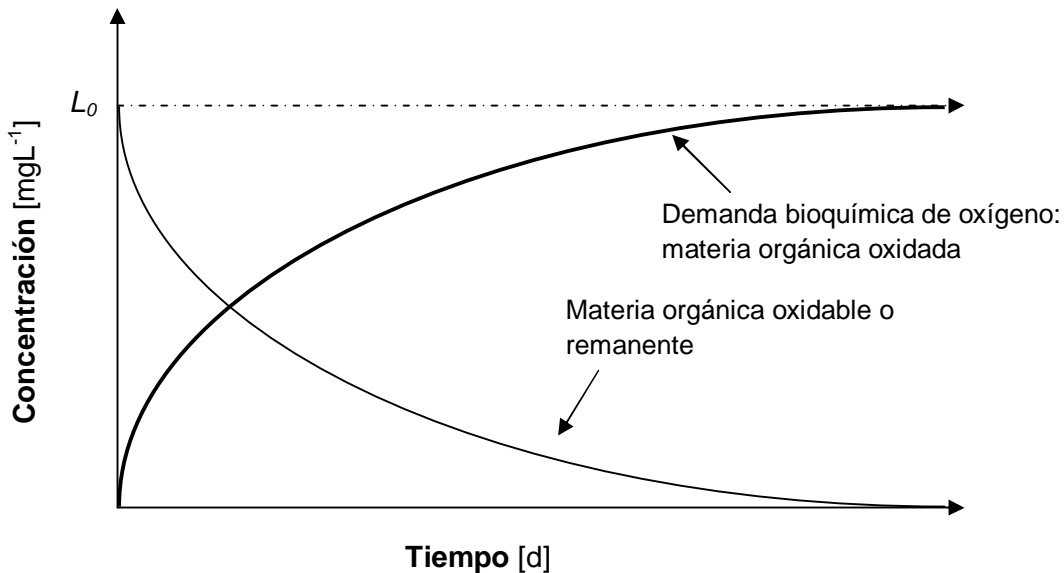


Figura 1.4¹¹
El valor de L_0 se puede definir como la concentración inicial de la materia orgánica oxidable o como la última DBO.

1.4.3 Transformación de gases y reaeración de oxígeno

El contenido de oxígeno es un indicador importante de la calidad del agua. La tasa de reaeración describe la capacidad de recuperar el oxígeno consumido en procesos como la degradación de la materia orgánica, la nitrificación y el metabolismo de especies. La reaeración es el intercambio de oxígeno entre la atmósfera y un cuerpo de agua. El proceso es modelado como el producto de un coeficiente de transferencia de masa multiplicado por la diferencia entre el oxígeno disuelto de saturación y la concentración de oxígeno disuelto actual.

Teniendo el tiempo suficiente, el oxígeno de la atmósfera se combinará con el agua hasta que ésta alcance su grado de saturación; así como si se tiene agua sobresaturada, con el tiempo el oxígeno dejará la solución para obtener el grado de saturación correspondiente a las condiciones bajo las que se encuentra.

Existen varios métodos para modelar la transferencia de oxígeno en los lagos, donde la mayor diferencia entre ellos es la manera en que se enuncian las ecuaciones para determinar las velocidades de intercambio entre los líquidos y los gases, ya que el mecanismo en que opera el oxígeno es el mismo. La dirección y magnitud de la transferencia de masa depende de la diferencia entre el grado de saturación y el valor actual de oxígeno en el agua. Esto quiere decir que si el agua se encuentra con un valor de oxígeno por debajo del grado de saturación, entonces la transferencia será positiva ya que el agua estará ganando oxígeno de la atmósfera para que el agua se encuentre en su estado de equilibrio. Inversamente si se encuentra sobresaturada, se estará perdiendo oxígeno en el intento de mantener el equilibrio.

Para poder modelar el intercambio de oxígeno se utiliza un coeficiente de transferencia de oxígeno el cual depende, en lagos, de la velocidad del viento. Existen otros gases que tienen gran importancia para el modelaje de la calidad del agua en lagos como lo son el dióxido de carbono y el gas amoniacado. El dióxido de carbono es importante al calcular el potencial de hidrógeno (pH) y el gas amoniacado se relaciona con el problema de toxicidad del amoniacado en el agua.

1.4.4 Nitrógeno

Como se puede ver en la *Figura 1.5*, el ciclo del nitrógeno en aguas naturales afecta el nivel de oxígeno en el agua. Existen diversos problemas que pueden surgir debido al nitrógeno. En el problema de nitrificación y desnitrificación, así como en la *eutrofización*¹², el nitrógeno es el causante; en cambio en los problemas de contaminación por nitratos y de toxicidad de amoniacado, las especies de nitrógeno son directamente el contaminante.

En la nitrificación y desnitrificación, el amoniacado, debido a descargas directas y a la descomposición del nitrógeno orgánico, se oxida formando nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). Este proceso consume oxígeno por lo que puede disminuir los niveles en el agua del mismo. Bajo condiciones anaerobias el nitrato se puede reducir a nitrito y el nitrito convertir en nitrógeno libre en el proceso de desnitrificación. Ya que el nitrógeno se encuentra en forma gaseosa, en este mecanismo se puede perder nitrógeno a la atmósfera, el cual es utilizado por algas y bacterias.

¹²La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

La eutroficación es causada por el exceso de plantas en crecimiento, lo cual se origina por fertilizar a las plantas con abundantes nutrientes, como lo es el nitrógeno. Este exceso de plantas puede afectar la calidad del agua directamente e indirectamente generando otros problemas.

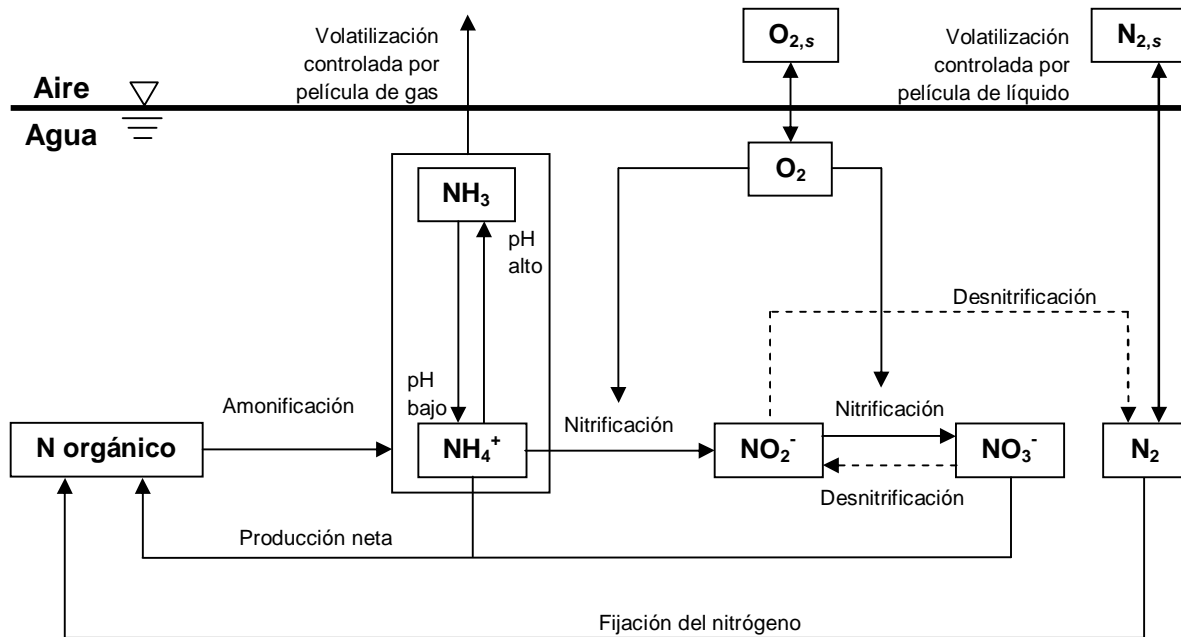


Figura 1.5¹³

Ciclo del nitrógeno en aguas naturales. Las líneas discontinuas indican que las reacciones de desnitrificación se llevan a cabo bajo condiciones anaerobias.

Como se ve en la *Figura 1.5¹³*, el resultado final del proceso de nitrificación es el nitrato; el cual en grandes concentraciones puede ser nocivo para la salud. La contaminación por nitratos también puede ser crítica en zonas agrícolas, ya que se pueden encontrar niveles altos del contaminante. El amonio se puede encontrar de dos formas en las aguas naturales: como el ion amonio (NH_4^+) y como el gas amonio (NH_3). El ion amonio es inofensivo en los niveles encontrados en las aguas naturales, pero el amonio en su otra forma, nitrógeno amoniacal, es tóxico para los peces. El equilibrio entre estas dos formas depende primordialmente del pH. Si existe un pH alto así como una temperatura alta, se encontrarán niveles altos de amoniaco no ionizado.

En otras palabras el problema del nitrógeno es multifacético. Primero el amoniaco puede causar que el nivel de oxígeno disminuya dada la nitrificación, así como si se

¹³ S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 420.

crea el nitrato, subproducto del nitrógeno, éste servirá como contaminante por sí solo. A su vez, dependiendo de la temperatura y el pH, el amonio se encontrará en su forma no ionizada, el cual es tóxico para los organismos acuáticos. Finalmente, el amoniaco y el nitrato son nutrientes esenciales para la fotosíntesis, por lo que se crea un crecimiento excesivo de plantas, lo cual es un problema y puede producir y exacerbar otros problemas.

El fenómeno de nitrificación no depende únicamente de la presencia de amonio. Otros factores contribuyentes son:

1. La presencia adecuada de bacterias nitrificadoras,
2. Niveles alcalinos de pH, ya que tiende a neutralizar los ácidos que se producen,
3. Oxígeno suficiente.

Se debe tener en cuenta que la nitrificación se puede relacionar con la materia orgánica que se descompone. De esta manera se obtiene la demanda de oxígeno generada por gramo de carbón descompuesto debido a la nitrificación.

1.4.5 Fotosíntesis/Respiración

En la fotosíntesis, la energía solar se almacena como energía química en las moléculas orgánicas. Adicionalmente, oxígeno se libera y dióxido de carbono se consume. La fotosíntesis crea oxígeno y la respiración lo disminuye, es por ello que los niveles de oxígeno en el agua pueden variar sustancialmente durante la fotosíntesis y respiración de las plantas.

Debido a que la fotosíntesis depende de la luz, este efecto puede tener manifestaciones diurnas y estacionales. Desde una perspectiva estacional, la fotosíntesis tenderá a dominar durante la época de crecimiento, mientras que la respiración y descomposición de las plantas dominará durante el periodo de no crecimiento. Aunque desde una perspectiva diurna, la actividad de las plantas tenderá a mejorar o empeorar el problema del oxígeno dependiendo de la época del año.

Dependiendo de la profundidad del cuerpo de agua, existen distintos tipos de plantas que tienden a crecer. Las tasas de fotosíntesis y respiración dependen de este tipo de plantas que se encuentran en el cuerpo de agua, ya que pueden estar flotando o sujetas; se podrá determinar la cantidad de oxígeno que se produce cuando se crea carbón orgánico vía fotosíntesis.

Normalmente se considera que la tasa de fotosíntesis es directamente proporcional a la energía de la luz, por lo que depende del ciclo diurno. La concentración del oxígeno disuelto en el agua es función de la producción neta de oxígeno fotosintético, siendo esta la diferencia entre la producción de oxígeno durante la fotosíntesis y su disminución durante la respiración, y depende de los siguientes factores:

- a. profundidad del agua a la que se recibe la energía radiante;
- b. concentraciones de nutrientes;
- c. oxígeno disuelto;
- d. temperatura del agua.

Existen diversas técnicas para medir las tasas de respiración y fotosíntesis, entre éstas, se tiene: en sitio; utilizando estimados de biomasa junto con un modelo teórico del crecimiento de fitoplancton, y por medio de la obtención de datos diurnos del oxígeno, entre otras.

1.5 Expresiones de Monod-Michaelis

Muchos modelos cinéticos no reproducen aceptablemente el comportamiento de las reacciones biológicas. En un bio-reactor se trabaja con organismos vivos o con partes de organismos vivos (enzimas) que poseen características muy particulares. Todas las reacciones bioquímicas son mediadas por enzimas. Las enzimas son proteínas que actúan como catalizadores sin involucrarse en la reacción como reactivo. Éstas facilitan el proceso de reacción ya que de otra forma, en su ausencia, las reacciones estarían muy reprimidas energéticamente (serían muy lentas o termodinámicamente imposibles a condiciones normales de presión y temperatura). Las enzimas son moléculas tridimensionales muy complejas y flexibles, que por diversos mecanismos reducen la energía de activación necesaria para una reacción. El modelo cinético más característico de una reacción bioquímica es el de Michaelis-Menton para cinética enzimática. Este método relaciona la constante de equilibrio de la disociación del complejo enzima-sustrato con las constantes de velocidad de formación de producto y de formación del complejo enzima-sustrato.

La cinética enzimática puede resultar en expresiones demasiado complicadas que no producen ni una tasa o un orden de reacción simple. El método de Michaelis-Menton describe el funcionamiento de una enzima como un mecanismo de dos fases.



Donde E es la enzima, S el sustrato, ES es el complejo enzima-sustrato, P es el producto de la reacción, y k_1 , k_2 y k_3 son las constantes de velocidad de las reacciones.

La tasa de formación del complejo $[ES]$ involucra a las tres reacciones y por su naturaleza intermediaria no se acumula con respecto al tiempo, por lo que en estado estacionario se puede igualar a cero.

$$\frac{d[P]}{dt} = k_1[E][S] - k_2[ES] - k_3[ES] = 0 \dots\dots\dots (1.37)$$

Factorizando y simplificando la *ecuación 1.37*, obtenemos:

$$(k_2 + k_3)[ES] = k_1[E][S] \dots\dots\dots (1.38)$$

reconociendo que k_3 es muy pequeña a comparación de k_2 , se puede simplificarla *ecuación 1.38* y obtener la siguiente expresión:

$$\frac{k_2}{k_1} = K_M = \frac{[E][S]}{[ES]} \dots\dots\dots (1.39)$$

Donde K_M es la concentración de sustrato a la que se alcanza una tasa de crecimiento igual a la mitad de la máxima. Esta expresión, *ecuación 1.39*, por sí sola no es muy útil, pues contiene el término de enzima libre $[E]$ que difícilmente puede ser medido durante la reacción. Afortunadamente se puede recurrir a un artificio matemático considerando un balance global de enzima. La enzima inicialmente dispuesta para la reacción, $[E_T]$, será en todo momento igual a la suma entre la enzima libre, $[E]$, y la enzima acomplejada con el sustrato, $[ES]$. Entonces:

$$[E] = [E_T] - [ES] \dots\dots\dots (1.40)$$

Al sustituir $[E]$ en la *ecuación 1.40* y simplificando, se obtiene:

$$[ES] = \frac{[E_T][S]}{(K_M + [S])} \dots\dots\dots (1.41)$$

La tasa de formación de los productos es una expresión en función del complejo $[ES]$:

$$\frac{dP}{dt} = +k_3[ES] \dots\dots\dots (1.42)$$

Sustituyendo $[ES]$ de la *ecuación 1.41* en la *ecuación 1.42*, se obtiene:

$$\frac{dP}{dt} = k_3 \frac{[E_T][S]}{(K_M + [S])} \dots\dots\dots (1.43)$$

Al incrementar la concentración de $[E_T]$, la velocidad de formación del producto también se incrementa. Si el producto es la síntesis celular (biomasa celular),

entonces $k_3[ET]$ representa la máxima tasa de crecimiento del producto, y se obtiene la expresión final para la cinética de Michaelis-Menton:

$$\frac{dP}{dt} = \frac{\mu_{\text{máx}} [P][S]}{K_M + [S]} \dots \dots \dots (1.44)$$

donde $\mu_{\text{máx}}$ es la tasa de crecimiento máxima del producto.

Cuando se tienen grandes concentraciones del sustrato, $[S] \gg K_M$, se alcanza la tasa de crecimiento máxima y se tiene que:

$$\mu = \frac{dP/dt}{[P]} = \frac{\mu_{\text{máx}} [S]}{K_M + [S]} \dots \dots \dots (1.45)$$

La ecuación 1.45 es llamada ecuación de Monod¹⁴, la cual relaciona la velocidad máxima de crecimiento con la concentración del sustrato limitante.

El sustrato depende de la tasa de crecimiento, μ , ya que si la cantidad de sustrato es muy grande la tasa específica se aproxima al valor máximo y si la concentración del sustrato tiende a cero, ésta se aproxima a cero, como se muestra en la Figura 1.6.

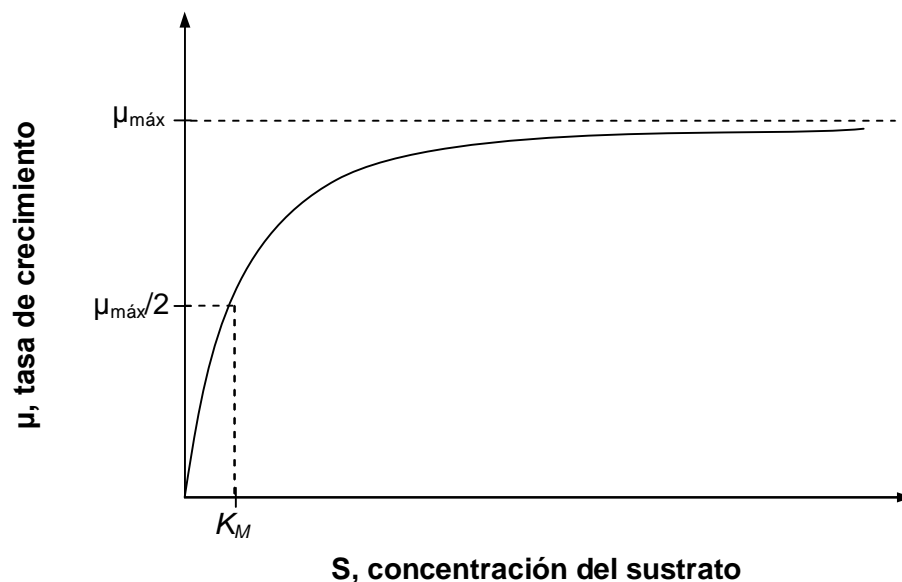


Figura 1.6¹⁵

Gráfico de la tasa de crecimiento, μ , como función de la concentración del sustrato, S.

Sobre la base de la cinética de Monod se pueden introducir nuevas modificaciones, como para el caso de la existencia de varios sustratos limitantes, mediante términos Monod multiplicativos. De esta manera se consideran dos sustratos limitantes:

¹⁴ Álvarez M., Biocinética y Bioreactores, Ingeniería de Reactores, Departamento de Ing. Química, Tecnológico de Monterrey, 2003, <http://www.mty.itesm.mx/dia/deptos/iq/iq95-872/Reactores/Clase112003.pdf>

¹⁵ Schnoor, Jerald L., Environmental Modeling, Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil, John Wiley & Sons, INC., USA, 1996, pág. 109.

$$\mu = \mu \frac{[S_1]}{K_{S_1} + [S_1]} \frac{[S_2]}{K_{S_2} + [S_2]} \dots \dots \dots (1.46)$$

La aplicación del modelo de Monod ha permitido avanzar en el conocimiento de la ecología compleja de los sistemas biológicos que integran: un medio de cultivo complejo con diversos sustratos, que cambian de forma impredecible y significativa con el tiempo.

2. MODELOS EN LAGOS Y EMBALSES

Los lagos y embalses tienen una gran importancia por su uso como abastecedores de agua, de energía eléctrica (hidroenergía), su influencia en la cuenca a la que están integrados, su importancia para el bio-hábitat y porque ayudan a controlar las inundaciones, es por esto el interés de estudiarlos y generar modelos matemáticos a partir de sus distintas características y estados.

Las escalas de espacio y tiempo que se aplican a los modelos de lagos y embalses pueden variar, ya que sus efectos dependen de los regímenes hidráulicos asociados con la *morfología*¹⁶ y climatología.

2.1 Origen, forma y tamaño. Morfometría, batimetría

Los estudios limnológicos están destinados a conocer los ambientes acuáticos de agua dulce y para poder caracterizar cualquier lago o embalse es necesario conocer su forma y características físicas, es decir su morfometría.

2.1.1 Origen, forma y tamaño de lagos y embalses

Para la modelación de la calidad del agua en los lagos y embalses existen tres características de éstos que facilitan su estudio: origen, forma y tamaño.

El origen de los cuerpos de agua se refiere a su naturaleza, si se crearon de manera natural (lago) o de manera artificial (embalse o reservorio). Un lago es un cuerpo de agua estancada en una depresión del suelo. La forma de un lago comúnmente es el resultado de la manera en que se formó su topografía.

Los lagos se forman debido a causas geológicas, climatológicas, biológicas, y extraterrestres (meteoritos). Las depresiones lacustres se pueden formar a partir de una o varias fuerzas del subsuelo. Los cuerpos de agua muy profundos quizás surgieron debido a movimientos tectónicos; los redondos y de bordes altos es probable se hayan formado cuando se desplomó o hizo erupción un volcán; los alargados podrían ser restos de glaciares en valles; por último, los de forma de media luna son por lo regular producto de cambios en el curso de río, comúnmente por obras hechas por el hombre. Normalmente los embalses tienen una descarga controlada a comparación de los lagos.

Aunque la mayoría de los lagos se han formado por eventos catastróficos, muchos se crean de una manera gradual; por ejemplo, debido al movimiento de sedimentos en un río, que poco a poco se estancan; la fuerza del agua en los ríos es lo suficientemente fuerte para erosionar áreas que con el tiempo forman cuencas

¹⁶ Estudio de la forma de un organismo o sistema.

lacustres. Otras fuerzas erosivas tienen la capacidad de formar otros tipos de lagos. La acción de las olas a lo largo de la costa del océano puede conducir a la formación de un lago a través de erosión. La fuerza del viento también es capaz de crear cuencas lacustres, erosionando el suelo; este tipo de lagos suelen ser poco profundos y *endorreicos*¹⁷; es decir, que no drenan hacia ningún lado, sino que sólo pierden agua por evaporación o filtración. Algunos lagos se forman a causa de la erosión en rocas debido al escurrimiento de agua ácida, éstos pueden ser superficiales o bajo tierra, como los cenotes¹⁸.

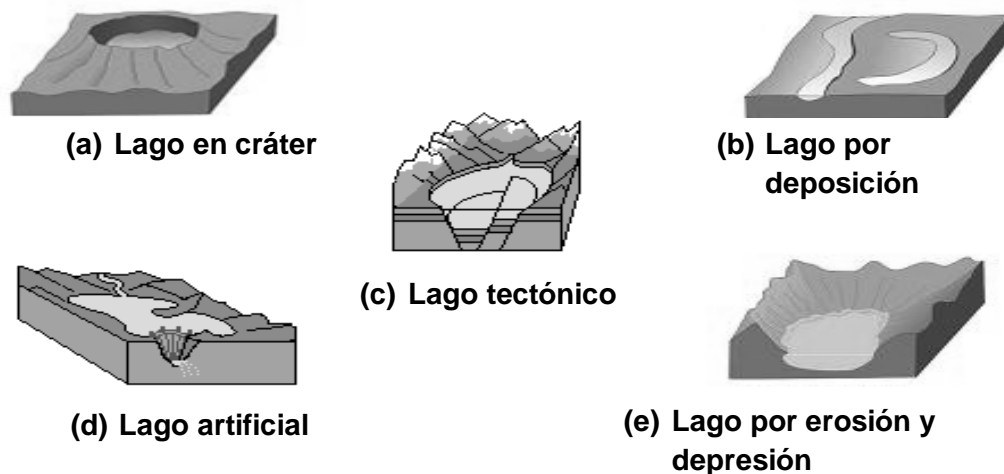


Figura 2.1¹⁹
Tipo de lagos, según su origen.

Los embalses son creados al represar un río ya que se interfiere el flujo natural de éste, inundando el valle a su alrededor. Esto causa que su forma tienda a ser alargada, dentrítica y ramificada. En contraste, los lagos naturales suelen tener una forma menos alargada y más circular. Puede haber lagos naturales de formas alargadas y dentríticas y embalses circulares, aunque la situación contraria es la más común. El tamaño y profundidad de los lagos pueden cambiar con el tiempo, debido a procesos naturales y acelerarse por la influencia humana; los lagos tienden a terminar azolvándose con sedimentos o secándose.

Los dos aspectos del tamaño de un cuerpo de agua que tienen mayor influencia en la calidad del agua son el tiempo de residencia o concentración y la profundidad. Estos cuerpos de agua están divididos en tiempos de residencia cortos y largos. Los tiempos cortos se consideran menores a un año y los largos mayores a un año.

¹⁷ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

¹⁸ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

¹⁹BUZO Sánchez, Isaac, Recursos de Ciencias Sociales, Geografía e Historia, http://contenidos.educarex.es/sama/2010/csociales_geografia_historia/primeroseo/tema2/lagos.html.

Adicionalmente se clasifican como poco profundos o superficiales y profundos, donde contando con una profundidad menor a los 7 metros se consideran poco profundos y mayor a los 7 metros, profundos. Esta clasificación es relevante ya que los lagos y embalses profundos están a menudo sujetos a la *estratificación*²⁰ térmica en ciertas épocas del año.

2.1.2 Morfometría y Batimetría

Las características limnológicas básicas de los reservorios, así como los mecanismos del ecosistema son herramientas indispensables para la formulación de modelos de calidad del agua.

La zonificación de un lago depende del relieve del fondo y de la penetración de la luz; en un lago se pueden distinguir las siguientes zonas:

- La zona litoral se encuentra a las orillas del lago junto con las aguas someras; esta zona cuenta con una buena penetración de luz así como con una vegetación enraizada a lo largo de la orilla junto con una variedad de animales.
- La zona limnética o fótica se extiende hasta donde penetra la luz, aquí se encuentran el *plancton* (*fitoplancton* y *zooplancton*) y *necton*²¹.
- La zona profunda, mejor conocida como bentónica o béntica, inicia en la zona de compensación de luz, donde la respiración equilibra la fotosíntesis, debido a que únicamente se encuentran organismos heterotróficos por falta de luz.

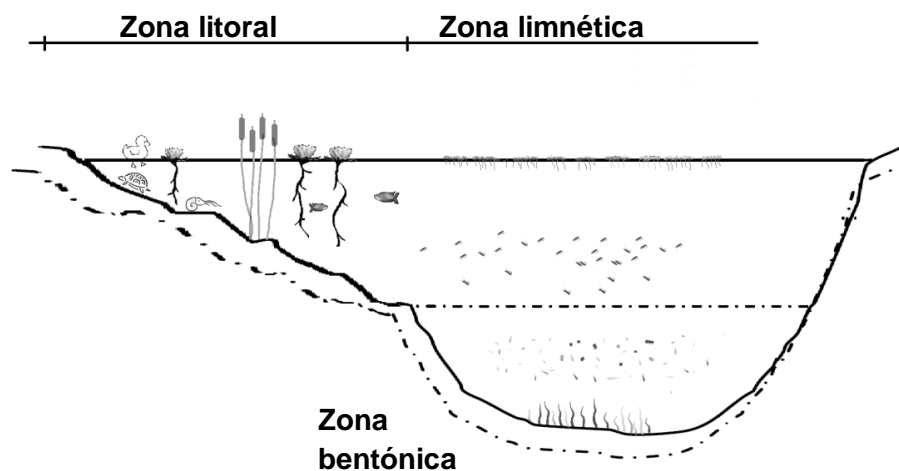


Figura 2.2
Zonas de un lago.

²⁰ Fenómeno causado por la distinta densidad en diferentes capas del lago.

²¹ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

Para poder caracterizar un lago o embalse se debe determinar su geometría, es decir su *morfometría*²². Para ello, la *batimetría*²³ del lago debe estar trazada. Un mapa batimétrico muestra las curvas de nivel de igual profundidad, *Figura 2.3*²⁴.

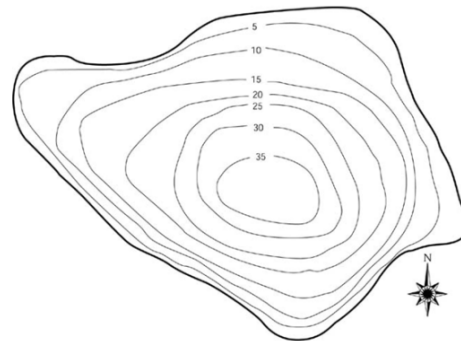


Figura 2.3²⁴
Mapa batimétrico del Lago Haller, Seattle.

Al contar con el mapa batimétrico del cuerpo de agua, se puede determinar el área que abarca cada línea de profundidad con la ayuda de un *planímetro*²⁵ o con algún otro artefacto de medición. El proceso de cálculo de la morfometría de un lago o reservorio consiste en determinar las áreas de un mapa batimétrico. Se prosigue tabulando estas áreas para determinar los volúmenes de cada sección, a través de una integración numérica, como se muestra en la *Figura 2.4*²⁶.

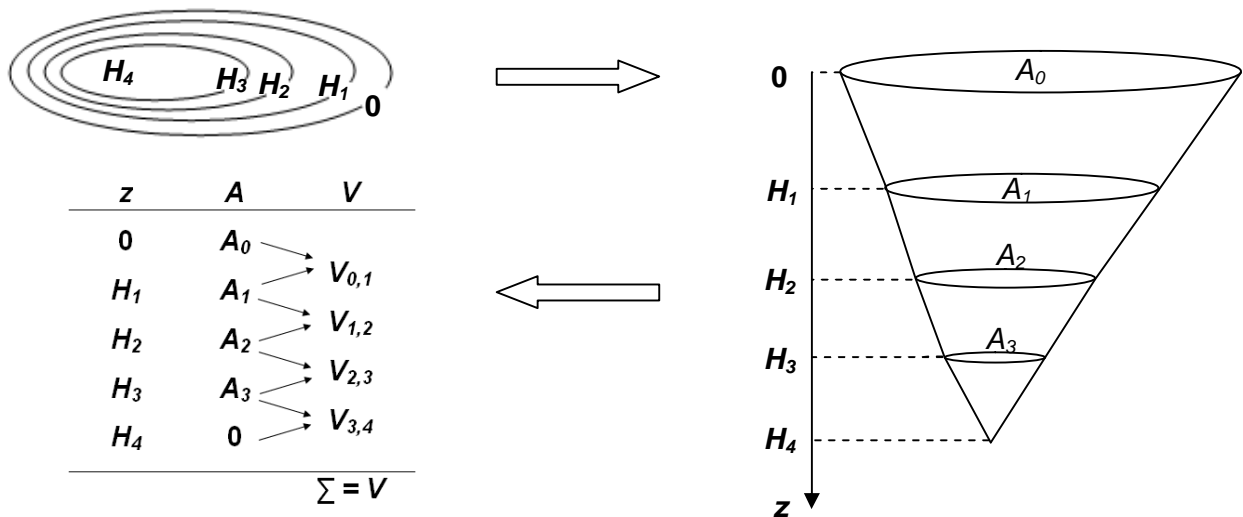


Figura 2.4²⁶
Procedimiento para obtener la morfometría de un lago o embalse.

²² La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

²³ La batimetría es un mapa topográfico mostrando las líneas perimetrales de profundidad de un cuerpo de agua.

²⁴ <http://your.kingcounty.gov/dnrp/wlr/water-resources/small-lakes/data/LakePage.aspx?SiteID=17#Maps>

²⁵ Aparato de medición utilizado para el cálculo de áreas irregulares.

²⁶ S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 279.

Los resultados mostrados en la *Figura 2.4*, son comúnmente representados gráficamente en función de la profundidad, como se muestra en la *Figura 2.5*²⁷.

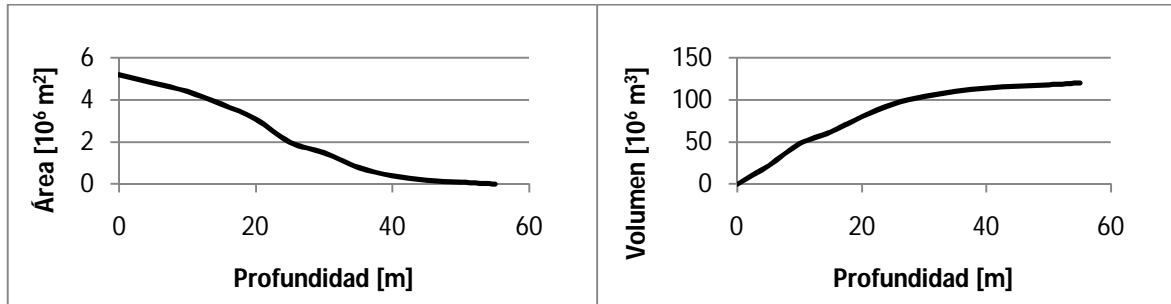


Figura 2.5²⁷
Curvas (a) área- profundidad y (b) volumen- profundidad de un reservorio.

La información morfométrica es necesaria para investigar sobre la erosión, cargas de nutrientes, balances de masa, contenido calórico, estabilidad térmica, comunidades y productividad biológica, entre otras. La forma de la cubeta y punto de desagüe son fundamentales, ya que determinan el tipo de mezcla en la masa de agua, como se muestra en la *Figura 2.6*²⁸.

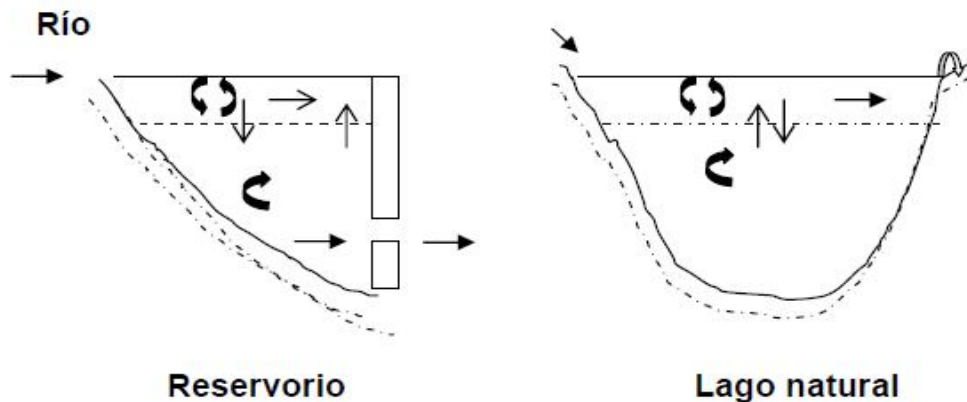


Figura 2.6²⁸ Esquemas comparativos del movimiento del agua en un lago natural y uno artificial (reservorio o embalse).

²⁷ S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 282.

²⁸ Peralta Patricia, León José, Estudios de Caracterización Limnológica de los Embalses de la Provincia de Mendoza, Departamento General de Irrigación, Gobierno de Mendoza, Provincia de Mendoza, Argentina, 2006, pág. 9.

La morfometría de las cubetas lacustres tiene un importante efecto en la mayoría de los parámetros físicos, químicos y biológicos que en conjunto determinan el metabolismo de un lago. La caracterización morfométrica de un cuerpo de agua idealizada debe ser el punto de partida para las investigaciones limnológicas, ya que a partir de ella se puede determinar la ubicación de los muestreos y se genera una idea sobre el funcionamiento del sistema para poder crear un modelo matemático.

2.2 Estado estacionario, distribución horizontal y vertical, sustancias conservativas y no conservativas

El balance de agua para un lago se puede expresar de la siguiente manera:

$$S = \frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out} + G + PA_s - EA_s \dots \dots \dots (2.1)$$

Donde S = almacenamiento [m^3d^{-1}], V = volumen [m^3], t = tiempo [d], Q_{in} = entradas [m^3d^{-1}], Q_{out} = salidas [m^3d^{-1}], G = flujo de agua subterránea [m^3d^{-1}], P = precipitación [md^{-1}], E = evaporación [md^{-1}], y A_s = área de la superficie [m^2].

La ecuación 2.1 se puede utilizar de dos maneras: estado estacionario y estado no estacionario.

Muchas veces los lagos y embalses, especialmente los grandes, no experimentan cambios drásticos de volumen, para los periodos determinados en el modelo de calidad del agua. Es por esto que la ecuación 2.1 se puede reducir a la siguiente expresión:

$$0 = Q_{in} - Q_{out} + G + PA_s - EA_s \dots \dots \dots (2.2)$$

Para la mayoría de los casos las entradas y salidas son fáciles de medir lo que no ocurre con los otros términos de la ecuación; es por esta razón que muchas veces suelen ser descuidados y se recurre a una simplificación, donde se considera que la evaporación se equilibra con la precipitación, y el flujo subterráneo es despreciable.

Aunque esta simplificación es conveniente, también es recomendable comprobar la validez del sistema. Desafortunadamente, aunque la precipitación puede ser obtenida, los valores directos de la evaporación y el flujo de agua subterráneo son mucho más difíciles de conseguir. Al considerar a la evaporación o al flujo subterráneo no importantes, la situación se simplifica: por ejemplo si un lago se encuentra sobre un lecho rocoso impermeable, se podría considerar el flujo subterráneo irrelevante. Y sabiendo las entradas, salidas y precipitación que se presentan en el cuerpo de agua, la evaporación se puede deducir a partir de la ecuación 2.2.

2.2.1 Distribución horizontal

La distribución horizontal en los lagos depende, básicamente, de fuentes puntuales, como lo es la desembocadura de un río, creando corrientes que se mueven horizontalmente, de acuerdo a su coeficiente de dispersión, que parametriza los efectos difusivos de origen molecular y turbulento en la dirección longitudinal. Los procesos físicos de *advección*²⁹ y dispersión, tanto transversal como longitudinal, junto con los químicos de degradación o reacción se pueden cuantificar para la obtención de la concentración de la corriente inducida en el lago.

Así como las fuentes puntuales son las principales causantes de una distribución horizontal en un cuerpo de agua, también pueden existir fuentes no puntuales, como lo son las uniformemente distribuidas o los escurrimientos superficiales distribuidos, ya que lo que distingue a esta distribución es la diferencia de concentraciones y características físicas de los líquidos. Cuando el viento es significativo es importante considerar el transporte advectivo, el cual afecta la concentración de la corriente a lo largo del eje de la desembocadura, provocando este tipo de distribución.

Un lago de forma alargada, puede estar longitudinalmente segmentado ya que los tramos de cabecera suelen ser más frescos y también debido a que la temperatura va aumentando conforme se acerca a la desembocadura. De igual manera, las aguas de cabecera están mejor oxigenadas y es notable que en las zonas más contaminadas la concentración de oxígeno disminuye debido a la actividad bacteriana. Los diferentes tipos de distribución horizontal en lagos se pueden apreciar en la *Figura 2.7c, d y e*³⁰.

En los lagos naturales el agua se mezcla debido a vientos y radiación solar, en cambio, en los reservorios o embalses también influye la direccionalidad horizontal que se crea desde la entrada del río hasta la salida del embalse. Debido a este tipo de flujo se crean diferencias longitudinales, latitudinales y verticales en la columna de agua del embalse y una distribución irregular de la temperatura, lo que determina la estratificación del embalse.

2.2.2 Distribución vertical, sustancias conservativas y no conservativas

Al cambiar de densidad las diferentes capas horizontales del cuerpo de agua, éstas se separan, sufriendo el fenómeno de estratificación, *Figura 2.7b y e*. La estratificación de los embalses depende de la profundidad y forma de la cubeta, así

²⁹ Transporte horizontal y vertical del agua.

³⁰ Chapra, S. C., *Surface Water Quality Modeling*, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 277.

como de la exposición a los vientos. La estratificación de la columna de agua determina una dinámica importante en la vida acuática como en la química de los embalses. En las regiones templadas, los lagos suelen estar fuertemente estratificados en el verano o en los meses calurosos y se define la estratificación dependiendo de su profundidad.

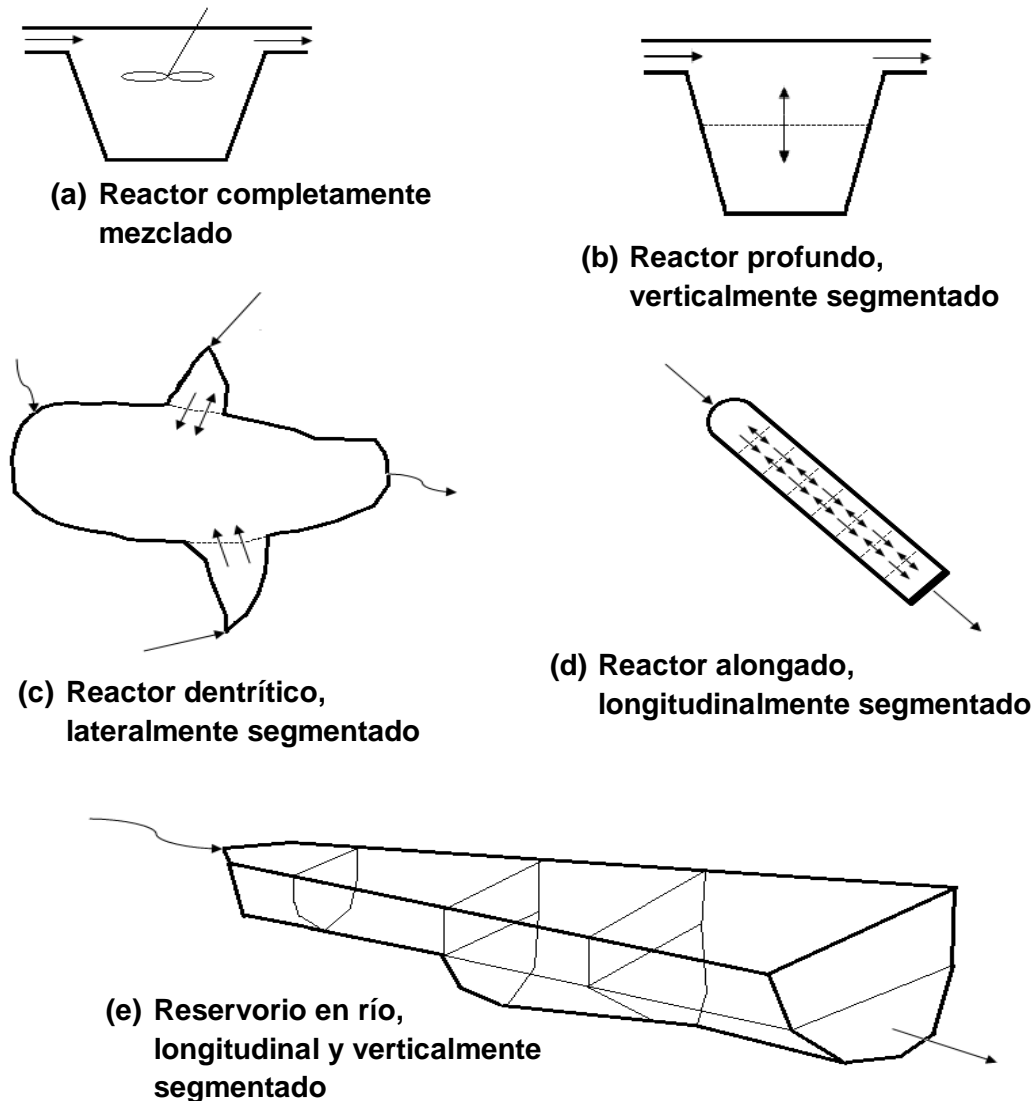


Figura 2.7³⁰

Esquemas típicos de segmentación utilizados para lagos y embalses.

En la zona superior llamada zona eufótica, epilimnio o zona de mezcla, la cual es la más cálida, se encuentra la producción primaria, por proceso fotosintético de las algas; en esta zona la luz penetra representativamente y dependiendo de la cantidad de materia orgánica, turbiedad y densidad de fitoplancton, se expresa un coeficiente de extinción. La producción primaria en estos ecosistemas suele depender de la

naturaleza química de la cuenca y de los aportes que le llegan por afluentes o desde el fondo. Los lagos someros suelen ser más fértiles, porque a más profundidad hay menos producción. La profundidad de la mezcla es fundamentalmente determinada por la luz ya que es ésta la que establece la temperatura del agua. Esta zona tiende a homogeneizarse debido a los efectos del viento y el descenso de la temperatura en las horas nocturnas.

La termoclina se define por una brusca disminución de temperatura, entre la zona más cálida, el epilimnio, y la zona que actúa como barrera ante el intercambio de materiales y que se presenta en pocos metros, conocida como metalimnio; esta zona representa la transición hacia la más fría, el hipolimnio. La zona más profunda y fría es el hipolimnio conocido como zona oscura, donde no alcanza a penetrar la luz solar y se producen los procesos de mezcla vertical, de descomposición y almacenamiento de elementos químicos. En esta zona existen organismos heterótrofos por falta de luz para hacer fotosíntesis. La falta de mezcla entre la zona superior y la inferior hace que sea insuficiente el suministro de O_2 en el hipolimnio y de nutrientes en el epilimnio. La *Figura 2.8* muestra el esquema de los perfiles en que se puede separar un cuerpo de agua de acuerdo a las distintas variables físicas del seno de la masa de agua.

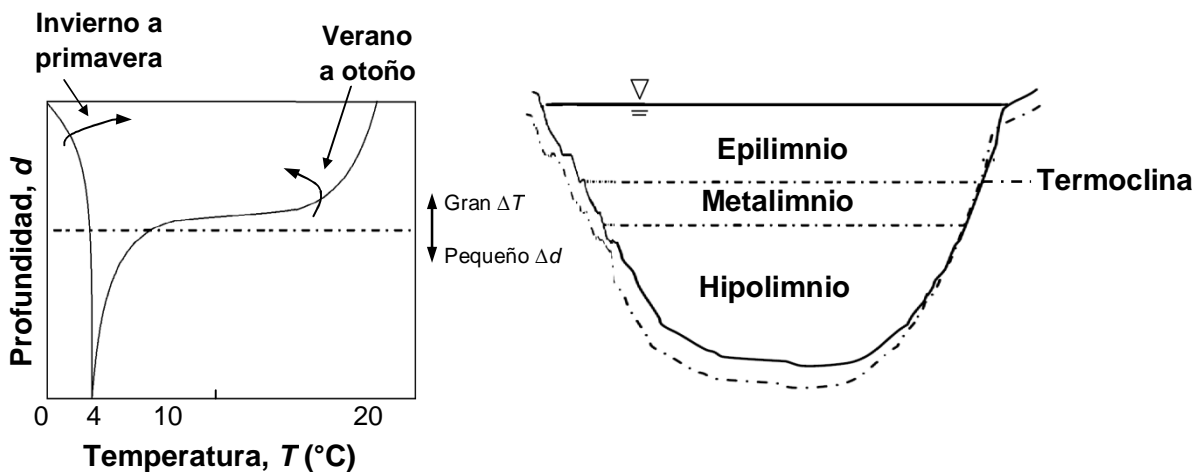


Figura 2.8

Esquemas típicos de segmentación utilizados para lagos y embalses estratificados.

Las sustancias se pueden clasificar como *conservativas* y *no conservativas*. Las conservativas, son las que no están sujetas a ningún proceso de transformación debido a reacciones químicas o a degradaciones bioquímicas; las no conservativas, son las que sí se encuentran sujetas a reacciones internas, como lo es el decaimiento, descomposición, deposición, captación, etc. La distribución vertical de

las sustancias varía de acuerdo a su concentración y se puede medir tanto su concentración como su distribución vertical.

Tratando con sustancias conservativas, donde no existen intercambios con el medio, sólo actúan el transporte advectivo y difusivo. Las sustancias conservativas con mayor importancia presentes en los lagos son:

- Los sólidos disueltos totales
- Los sólidos suspendidos
- Los cloruros
- Ciertos metales presentes en ciertas épocas del año

Para los sólidos suspendidos y algunos metales se calculan sus concentraciones en la vertical, suponiendo que sean lo suficientemente grandes para sedimentarse con cierta velocidad. De esta manera se puede obtener la distribución vertical de dichas sustancias; la cual se encuentra en función de la profundidad del embalse. Para los sólidos disueltos la velocidad de sedimentación es nula y una ecuación puramente dispersiva no es confiable ya que cualquier pequeña advección es significativa para poder determinar su distribución vertical.

Las sustancias no conservativas se descomponen con el tiempo, debido a reacciones químicas, degradación bacteriana, desintegración radiactiva, y a sedimentación de partículas. Algunas sustancias que se consideran no conservativas son:

- Materia orgánica
- Nutrientes (P, K, C, N, S, etc.)
- Químico volátiles
- Oxígeno disuelto
- Coliformes y otras bacterias
- Clorofila

Para poder calcular la distribución vertical de estas sustancias es necesario entender que éstas se descomponen de acuerdo a una reacción de primer orden. Lo que significa que la tasa de descomposición de la sustancia es proporcional a la concentración en cualquier momento. Especificando las condiciones de borde en la superficie y en el fondo del lago se puede obtener la distribución vertical de éste, por medio de integraciones sucesivas. El déficit total de la sustancia en estudio es la diferencia entre la superficie y el fondo de un lago con áreas y dispersión variables, por lo que se puede calcular este déficit para cualquier zona del lago, siendo este el hipolimnio, el metalimnio, etc. Para estos cálculos se debe de tener en cuenta la variación natural de algunos parámetros del lago, como lo es el oxígeno en distintas capas debido a la fotosíntesis y la respiración.

2.3 Estado no estacionario, largo y corto plazo

Las variaciones en las condiciones de transporte de sustancias, en los aportes o en la cinética de las reacciones conducen frecuentemente, en el caso de lagos y embalses, a estados no permanentes o estacionarios. Por simplicidad, para el balance de agua se asume que la precipitación y la evaporación son aproximadamente equivalentes y que el flujo subterráneo de agua es despreciable. Este tipo de estado es representado por la *Figura 2.9*.

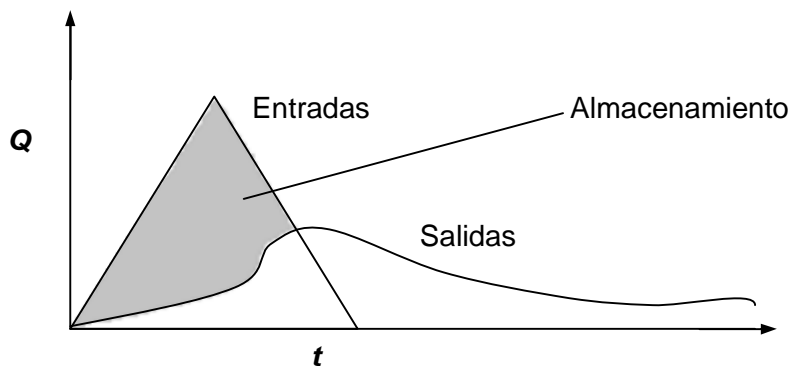


Figura 2.9 Hidrograma de entradas y salidas, en un tiempo determinado.

Para este caso la *Ecuación 2.1* se reduce a:

$$S = \frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out} \dots \dots \dots (2.3)$$

Si se cuenta con el volumen inicial y con las entradas al lago, la solución a la *Ecuación 2.3* depende únicamente del gasto de salida. Se debe determinar la relación entre el gasto de salida y el volumen del lago o embalse, por medio de una función. Para algunos vertedores, existen ecuaciones determinadas para calcular esta relación. En forma general, las ecuaciones se expresan de la siguiente manera:

$$Q_{out} = CLH^a \dots \dots \dots (2.4)$$

Donde C y a son coeficiente dependientes del vertedor, L es la longitud del vertedor y H es la elevación del agua.

En los casos en que no se cuenta con la ecuación del vertedor, se pueden establecer relaciones midiendo el flujo y la elevación. De igual manera la *Ecuación 2.3* se puede representar de la siguiente forma:

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in}(t) - Q_{out}(H) \dots \dots \dots (2.5)$$

Un lago o embalse se encuentra en estado no estacionario cuando sus condiciones cambian en función del tiempo; es por ello que las escalas de tiempo y espacio son

de esencial importancia en la determinación del modelo adecuado para describir los procesos de cambio de las sustancias o contaminantes.

2.3.1 Largo plazo

A fin de realizar un análisis a largo plazo del cambio de concentración en un lago en estado no permanente, se debe tomar como escala de tiempo, por lo menos, un año. Ya que de esta manera se puede considerar al lago como una masa de mezclado total con cambios estacionales o de temporada.

Haciendo un balance de masas en un lago, lo cual es básicamente lo mismo que un balance de agua en gastos, pero se trabaja en términos de concentración, se obtiene la concentración de la sustancia en estudio. El periodo de retención de la sustancia en el lago es la relación entre el volumen del lago y el gasto de la sustancia. Si se analiza una sustancia conservativa, la concentración de ésta depende directamente del aporte de carga de la misma sustancia en las entradas con relación al flujo a través del sistema; y cuando el tiempo de la sustancia dentro del lago tiende a infinito, se alcanza la concentración de equilibrio de la sustancia.

Si se tiene una sustancia no conservativa se debe suponer que la concentración que se tiene en un principio cambiará en determinado tiempo a la concentración de equilibrio para después degradarse completamente y ser nula, lo cual puede no alcanzar a realizarse dentro del cuerpo de agua. En el primer caso la concentración inicial de la sustancia no conservativa se transformará dependiendo su constante de velocidad de reacción, k_1 ; en el segundo caso, la concentración inicial se degradará hasta la concentración de equilibrio, dependiendo de su constante de reacción, k_1 , y se terminará degradando completamente, dependiendo de igual manera de su constante de reacción, k_2 , como se muestra en las siguientes ecuaciones:

Primer caso $C_1 \xrightarrow{k_1} C_2 \dots \dots \dots (2.6)$

Segundo caso $C_1 \xrightarrow{k_1} C_2 \xrightarrow{k_2} 0. \dots \dots \dots (2.7)$

Un ejemplo de reacción del primer caso puede ser un caso extremo de conversión de nutriente a fitoplancton y del segundo caso puede ser alga sujeta a degradación por depredación o por respiración.

2.3.2 Corto plazo

Se realizan análisis a corto plazo cuando se desea determinar la concentración de parámetros que cambian en periodos transitorios. Un ejemplo de un análisis en estado no estacionario a corto plazo es un modelo de eutroficación, donde se

consideran como variables las concentraciones de fitoplancton y zooplancton, los nutrientes principales (nitrógeno y fósforo), así como otras sustancias usualmente consideradas. Los elementos biológicos en el modelo son espacial y temporalmente dependientes de los nutrientes y del consumo de los diferentes niveles tróficos en el lago.

Este tipo de modelos dependen de sustancias y parámetros que proporcionan una estimación de las condiciones promedio analizadas. Es necesario un análisis a corto plazo debido a que ciertas condiciones pueden desviarse considerablemente de los valores promedio tanto temporal como espacialmente.

2.4 Eutroficación y nutrientes

El aporte de un ecosistema lacustre a un terrestre, es inevitable y es debido al aporte de sedimentos que terminan depositándose en los lagos y embalses. Estos aportes son ricos en nutrientes, a base de fósforo, nitrógeno y materia orgánica. Aunque los nutrientes son buenos, ya que muchos organismos fotosintéticos cuentan con materia prima para funcionar y proliferar; en exceso, se genera una abundancia de plantas y otros organismos, lo que aumenta la regeneración de nutrientes y materia orgánica, incrementando aún más el crecimiento.

La propagación y concentración de fitoplancton en la superficie impide que la luz penetre, causando turbiedad y oscuridad en las capas inferiores del lago, restringiendo la productividad en las zonas más profundas. Las plantas que mueren y el aporte de materia orgánica producen más descomposición, aumentando la actividad bacteriana. Ésta disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, cambiando su calidad y reduciendo el número de especies de seres vivos bajo la superficie. La desaparición de oxígeno y la sedimentación de especies muertas en el fondo provocan la aparición de bacterias anaerobias que producen gases malolientes, dándole un aspecto nauseabundo al lago, disminuyendo la calidad del agua. Como resultado se tiene un ecosistema casi destruido que poco a poco morirá por completo.

Algunas veces, los sedimentos van depositándose en el fondo, reduciendo la profundidad del lago, hasta que se azolva por completo convirtiéndose en pantano y más tarde en un prado.

Los cuerpos de agua suelen clasificarse según la abundancia de nutrientes que contienen, como se muestra en la *Figura 2.10*, es decir en cuanto a su estado trófico:

- Oligotrófico: lago pobremente nutrido, por lo que el agua es clara, penetra la luz con facilidad, hay oxígeno en abundancia, y tiene una baja producción. Aunque

la cantidad de organismos que habitan en este estado es limitado, puede existir una gran diversidad de especies;

- Mesotrófico: lago moderadamente nutrido, el agua cuenta con más nutrientes y menos oxígeno, con todo lo que esto implica;
- Eutrófico: lago bien nutrido, lo que facilita la proliferación de la algas y disminuye el nivel de oxígeno disuelto en el agua; la luz penetra con dificultad, el agua es turbia por lo que se encuentran seres vivos característicos de aguas pobres en oxígeno;
- Hipereutrófico: lago sobre nutrido, el fondo del lago se va rellendo rápidamente de sedimentos, donde se producen putrefacciones anaerobias con malos olores, y la luz solar ya no penetra en el lago.

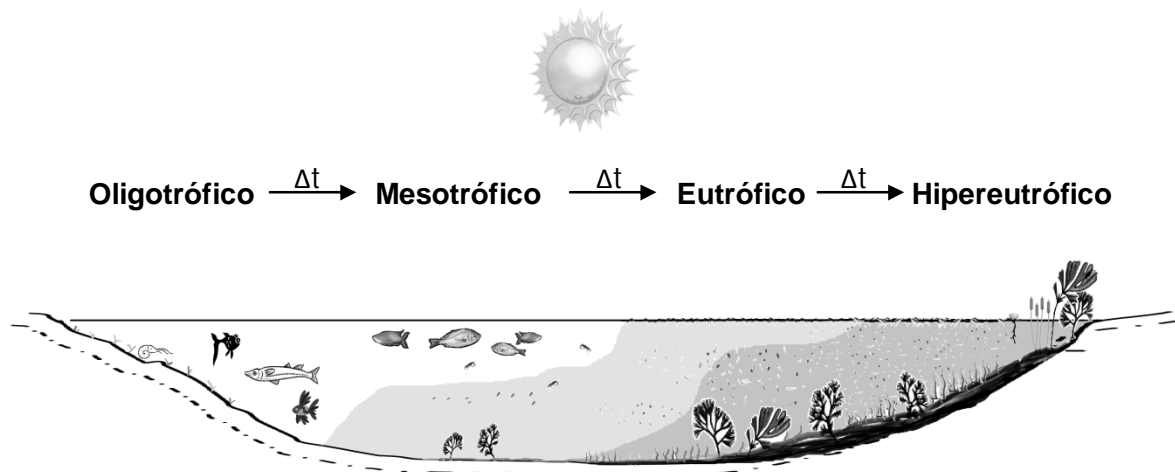


Figura 2.10 Proceso de eutrofización en un lago.

El nivel de eutrofización se puede determinar al medir el contenido de clorofila de las algas en la columna de agua, junto con otros parámetros como el contenido de fósforo y de nitrógeno, así como con el valor de penetración de la luz, es decir la turbiedad. Para evaluar las tendencias hacia la eutrofización, se consideran las siguientes características limnológicas:

- Visuales
 - Cambios en el color del agua
 - Aparición de floraciones de algas y crecimiento de *macrófitos*³¹
- Químicas
 - Conductividad, pH, contenido de nitrógeno, fósforo y oxígeno, H₂S y características del sedimento.
- Biológicas
 - Algas y macrófitos

³¹ Plantas acuáticas visibles a simple vista.

- Zooplancton y zoobentos
- Peces

La eutroficación es un proceso natural en los lagos, el cual se produce lentamente al ir recibiendo nutrientes. Sin embargo, este proceso suele acelerarse con el exceso de nutrientes que genera la actividad humana. Las principales fuentes de eutroficación son:

- Los vertidos urbanos: detergentes y desechos orgánicos;
- Los vertidos ganaderos y agrícolas: fertilizantes, desechos orgánicos y otros residuos en fosfatos y nitratos.

Los nutrientes inorgánicos proporcionan componentes químicos básicos para la vida en los sistemas acuáticos. Algunos se requieren en grandes cantidades para el desarrollo de las células; éstos se conocen como macronutrientes, los cuales son el carbono, oxígeno, nitrógeno, fósforo, azufre, sílice, y hierro. Cantidades menores de otros nutrientes, micronutrientes, como lo son el manganeso, cobre y zinc, también son necesarios.

El fósforo es esencial para la vida, debido a que tiene un papel fundamental en los sistemas genéticos y en el almacenamiento y la transferencia de energía de las células. Desde el punto de calidad del agua, el fósforo es muy importante ya que suele ser el nutriente limitante debido a los siguientes factores:

- No abunda en la corteza terrestre y los minerales de fosfatos que sí existe no son muy solubles.
- No existe en forma gaseosa.
- El fosfato tiende a sorber fuertemente las partículas de grano fino. El asentamiento de estas partículas, junto con la sedimentación de las partículas orgánicas que contienen fósforo, sirve para remover el fósforo del agua hacia los sedimentos del fondo, así como por absorción del suelo.

Aunque el fósforo es escaso en la naturaleza, muchas actividades humanas resultan en descargas de fósforo a las aguas naturales, como se muestra en la *Figura 2.11*. El fósforo en aguas naturales se subdivide de la siguiente manera:

- Fósforo reactivo soluble (SRP, por sus siglas en inglés): conocido también como ortofosfato o fósforo soluble inorgánico, es la forma disponible para las plantas (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}).
- Fósforo orgánico particulado: consiste en las plantas, animales y bacterias, así como *detritos*³² orgánicos.

³² Residuo.

- Fósforo orgánico no particulado: son compuestos orgánicos disueltos o coloidales en el fósforo; surgen a partir de la descomposición de la partícula orgánica del fósforo.
- Fósforo inorgánico particulado: minerales de fosfato, ortofosfato absorbido y fosfato con materia sólida.
- Fósforo inorgánico no particulado: incluye fosfatos condensados, como los de los detergentes.

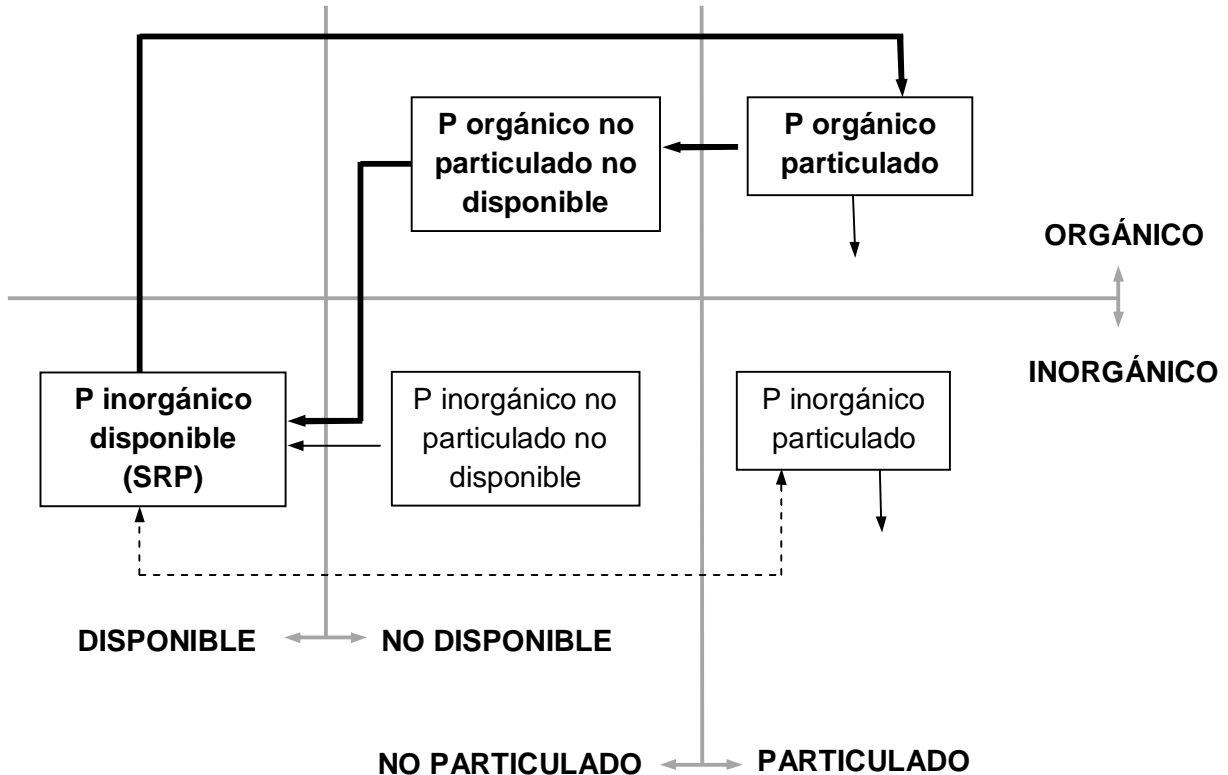


Figura 2.11³²

Formas de fósforo (P) que se encuentran en aguas naturales. Las formas principales que intervienen en el ciclo de vida de la producción/descomposición se muestran en negritas.

La medición del fósforo total en el agua se utiliza para cuantificar el nivel de eutroficación.

El ciclo del nitrógeno se puede ver en la *Figura 1.5*, donde se presentan sus formas primarias:

- Nitrógeno libre (N_2)
- Amonio (NH_4^+), amoniaco (NH_3)
- Nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-)

³³S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 523.

- Nitrógeno orgánico

Como se muestra en la *Figura 2.12*³⁴, el nitrógeno orgánico se puede descomponer en componentes particulados y disueltos. Algunos de los principales procesos que se presentan en la dinámica de estos grupos son:

- Asimilación de amoníaco y nitrato. Esto incluye la absorción de nitrógeno inorgánico por el fitoplancton.
- Amonificación. Transformación de nitrógeno orgánico en amoníaco, proceso que implica varios mecanismos, incluyendo la descomposición bacteriana, excreción de fitoplancton y *autolisis*³⁵ directa después de la muerte celular.
- Nitrificación. Oxidación de amoníaco a nitrito y de nitrito a nitrato a través de la acción de un grupo selecto de bacterias aerobias.
- Desnitrificación.
- Fijación de nitrógeno. Un número de organismos pueden utilizar el nitrógeno en su forma elemental, como lo hacen las algas verde azules.

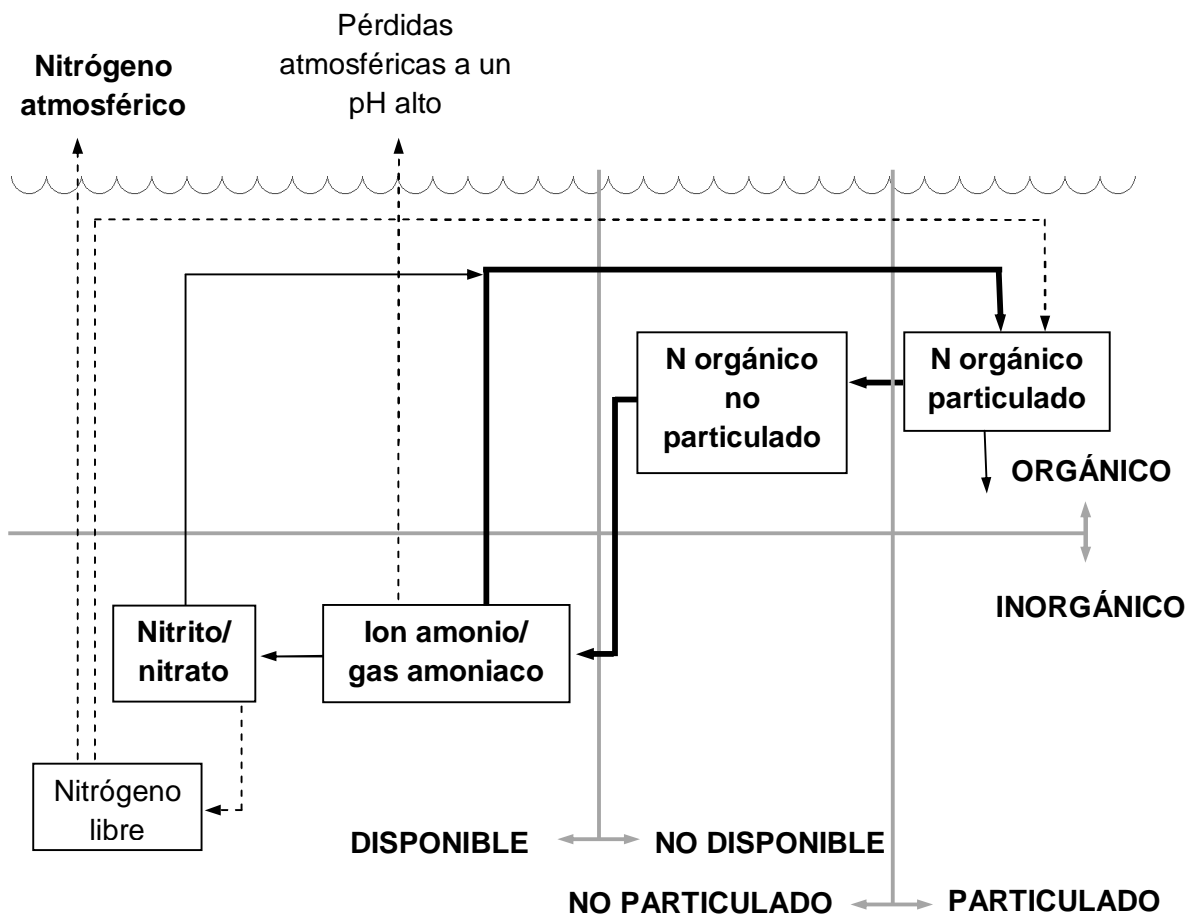


Figura 2.12³³

Formas de nitrógeno que se encuentran en aguas naturales. Las formas principales que intervienen en el ciclo de vida de la producción y descomposición se muestran en negritas.
³⁴ S. Chapra, S. C. *Surface Water Quality Modeling*, The McGraw-Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 525.

³⁵ Proceso biológico por el cual una célula se autodestruye.

Aunque el nitrógeno es tan necesario para la vida como el fósforo, ellos difieren de las siguientes maneras:

- El nitrógeno tiene una fase gaseosa por lo que se libera fácilmente de esta manera;
- Las formas inorgánicas del nitrógeno no absorben tan fuertemente materia particulada como el fósforo;
- La desnitrificación representa un mecanismo de purga, el cual no existe para el fósforo.

El fósforo es usualmente identificado como el nutriente principal que rige el proceso de eutroficación en las aguas naturales. Sin embargo, algunos estuarios tienden a estar limitados de nitrógeno.

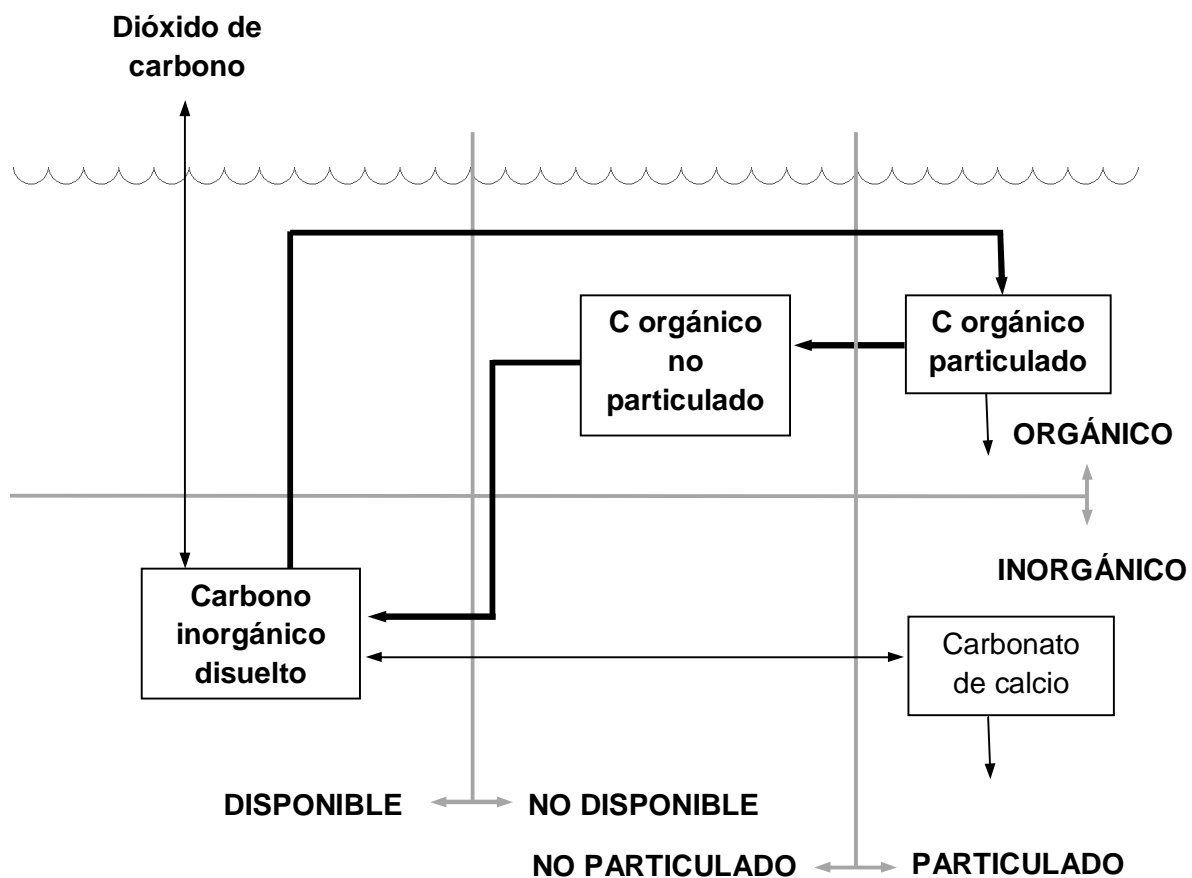


Figura 2.13³⁵

Formas de carbono que se encuentran en aguas naturales. Las formas principales que intervienen en el ciclo de vida de la producción/descomposición se muestran en negritas.

El carbono puede desempeñar tres funciones en el modelado de la calidad del agua:

- Como nutriente;
- Debido a que generalmente el carbono constituye un componente importante de compuestos orgánicos, se utiliza como medida de la biomasa;
- Como contaminante ya que la descomposición de carbón orgánico puede afectar considerablemente la concentración de oxígeno en el sistema, y el carbono orgánico naturalmente producido se puede transformar en un compuesto tóxico.

El carbono inorgánico disuelto, como se muestra en la *Figura 2.13*³⁶, consiste en dióxido de carbono (CO_2), bicarbonato (HCO_3^-), y carbonato (CO_3^-).

Los nutrientes provenientes de desagües domésticos, industriales o agricultura han producido la eutroficación de las aguas, cambiando sustancialmente el ecosistema debido al crecimiento desmedido de algas y plantas, degradando la calidad del agua y disminuyendo la eficiencia del sistema.

³⁶ S. Chapra, S. C., Surface Water Quality Modeling, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997, pág. 527.

3. MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA A PARTIR DE DATOS DE CAMPO E IMÁGENES SATELITALES.

Se han generado diversos modelos matemáticos para estimar algunos parámetros de calidad del agua a partir de información obtenida a través de imágenes satelitales, por lo que es conveniente establecer sus ventajas y limitaciones. Antes de poder identificar los pros y contras de los modelos de calidad del agua utilizando la *percepción remota*³⁷ es importante saber cómo trabaja ésta.

La Percepción Remota (PR) es el conjunto de técnicas para obtener información de objetos y superficies terrestres mediante sistemas de detección de energía electromagnética, dichos sistemas se encuentran instalados en plataformas espaciales. La interacción entre la radiación incidente y los objetos de interés se representa en la *Figura 3.1*³⁸.

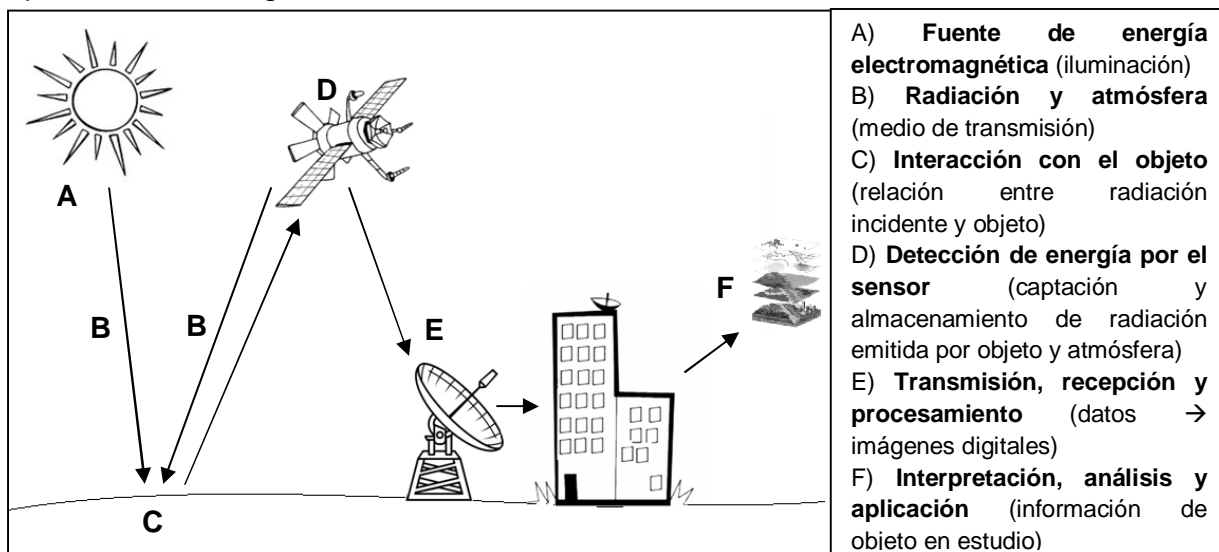


Figura 3.1⁴⁰
Elementos del proceso de la percepción remota.

Los sensores de las plataformas satelitales captan la información transmitida en forma de energía electromagnética del objeto o área en estudio, y la plataforma se encarga de sustentar físicamente los sistemas necesarios para que los sensores funcionen correctamente. Las plataformas operan a diferentes alturas, por lo que se debe tener en cuenta que dependiendo de la altura de la plataforma, existirán variaciones en la escala, resolución y cobertura espacial de los datos recolectados.

³⁷ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

³⁸ Arbelo, Manuel, "Tutorial de Teledetección", *Página personal del Doctor Arbelo*, 2004, <http://webpages.ull.es/users/marbelo/rs1.pdf>.

Los sensores se diferencian por su número de *bandas espectrales*³⁹ (pancromáticos, multiespectrales o hiperespectrales), por su resolución espacial (alta, mediana o baja), temporal (horaria, diaria, semanal, o frecuencia periódica de visita) y radiométrica (8, 12 ó 16 bits), así como por su aplicación (meteorológicos, recursos de la tierra, etc.).

La radiación electromagnética se propaga a la velocidad de la luz directamente de la fuente al espacio libre o indirectamente por reflexión o dispersión al sensor. La interacción de las ondas electromagnéticas con las superficies y la atmósfera, depende de la frecuencia, o longitud de onda, de éstas mismas; por lo que se caracterizan dentro del espectro electromagnético al utilizarse en PR, como se muestra en la *Tabla 3.1*⁴⁰. La firma espectral de un cuerpo es la manera en que éste refleja la energía a distintas longitudes de onda.

Tabla 3.1⁴⁰ Principales bandas del espectro electromagnético usadas en PR.

Nombre de la banda	Longitud de la onda	Características principales
Visible	0.4 μm – 0.7 μm	Única radiación electromagnética percibida por el ojo humano.
Infrarrojo Próximo	0.7 μm – 1.3 μm	Detectado a partir de películas dotadas de emulsiones especiales; permite discriminar masas vegetales y concentraciones de humedad.
Infrarrojo Medio	1.3 μm – 8 μm	Se entremezclan los procesos de reflexión de la luz solar y de emisión de la superficie terrestre.
Infrarrojo Lejano o Térmico	8 μm – 14 μm	Incluye porción emisiva del espectro terrestre.
Microondas	0.1 cm – 20 cm	Energía muy transparente a la cubierta de las nubes.

Los *SIG*⁴¹ (Sistemas de Información Geográfica) proveen representaciones espaciales de la superficie del planeta, donde se aplican los avances tecnológicos al conocimiento geográfico, representando digitalmente diversos aspectos y características de interés. Los SIG es el conjunto de software, hardware, bases de datos, personas, y procedimientos relacionados por redes computacionales por lo que son indispensables para la formulación de los diversos modelos que sirven para representar la calidad del agua a partir de imágenes satelitales.

Cada modelo matemático diseñado consiste en un proceso único y específico pero el resultado deseado de éste puede ser el mismo que otro; por lo que éstos también comparten ciertas limitaciones y ventajas. Éstas pueden variar dependiendo la peculiaridad de cada modelo.

³⁹ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

⁴⁰ VÁZQUEZ, Alba. "Evaluación de la Calidad del Agua Mediante Percepción Remota", Tesis para obtener el grado de Maestra en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2000.

⁴¹ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

3.1 Limitaciones y ventajas

Resulta evidente que los modelos de calidad del agua a partir de datos de campo e imágenes obtenidas de satélites tienen grandes ventajas, pero también ciertas limitaciones. Una de las principales limitaciones es el costo del servicio satelital así como la dificultad para su contratación en las fechas programadas para realizar las pruebas. Por ejemplo, el costo de los datos obtenidos por un satélite de alta resolución (2,500 a 4,000 dólares por imagen) probablemente podría ser muy grande para muchas ciudades sólo para la evaluación de la transparencia de lagos, pero podría ser justificable si las imágenes también son usadas para vigilar los cambios en el uso y la cubierta del suelo y el estado de los humedales.

Las técnicas de detección remota tienen mayores ventajas que el método tradicional de sólo toma de muestras debido a que la cobertura geográfica permanente de imágenes tomadas desde satélites proporciona información continua de la calidad del agua sobre todo el cuerpo de agua. La obtención de imágenes desde satélites, permite conseguir información en aquellos lugares de difícil acceso. La información que se puede obtener de imágenes históricas sobre la calidad del agua es de suma importancia ya que permite ver el modo en el que ha ido evolucionando. Es indispensable tomar muestras de agua en algunos puntos en los embalses, específicamente escogidos, con el propósito de que sirvan de prueba y de esa manera ir afinando la relación de las propiedades del agua con la información obtenida de los satélites.

La concentración de sedimentos en suspensión, el fitoplancton y los materiales orgánicos disueltos son factores que influyen de manera predominante en las propiedades ópticas del agua y en su calidad, así como sobre la vida acuática. La información sobre los sedimentos permite conocer ciertas características de las cuencas, como su grado de erosión y las pérdidas de suelo. Las imágenes satelitales se pueden también usar para calibrar y validar los modelos de transporte de sedimentos hidrodinámicos (Mertes et al 1993; Hellweger et al 2004).

Las mediciones tradicionales de la calidad del agua requieren muestras tomadas *in situ*⁴², las cuales tienen un costoso esfuerzo y consumo de tiempo. Debido a esas limitaciones es impráctico cubrir todo el cuerpo de agua u obtener frecuentemente repetidas muestras en un sitio. Esta dificultad de lograr sucesivas muestras de la calidad del agua viene a ser una barrera para la predicción y vigilancia de la calidad del agua. A su vez, es necesario contar con un laboratorio equipado para el análisis de las muestras, lo cual puede ser difícil de obtener constantemente para el monitoreo del cuerpo de agua. Sería ventajoso para los administradores de las cuencas poder detectar, mantener y mejorar las condiciones de la calidad del agua en múltiples sitios de ríos y lagos sin estar dependiendo de mediciones de campo. Las técnicas de detección remota tienen el potencial de superar estas limitaciones proveyendo un medio alternativo de estudiar y vigilar la calidad del agua sobre un amplio intervalo de escalas, temporal y espacial. Muchos estudios han confirmado

⁴² Latín de en el sitio.

que la detección remota puede reunir la demanda de grandes tamaños de muestras requeridas para los estudios de la calidad del agua conducidos a escala de cuencas. Por lo tanto, no sorprende que una significativa cantidad de investigaciones haya sido conducida a fin de desarrollar métodos e índices de detección remota que pueden ayudar a obtener estimaciones confiables de esas importantes variables hidrológicas. Esos métodos oscilaron desde técnicas semi-empíricas hasta métodos analíticos para estimar y producir mapas cuantitativos de la calidad del agua. Muchos investigadores han desarrollado diferentes modelos para predecir muchos parámetros de calidad del agua en lagos a partir de datos de satélites mediante el empleo de índices o relaciones espectrales. Esos parámetros de calidad del agua tienen incluida la concentración de clorofila, concentraciones de materia suspendida y turbiedad. Las mediciones *in situ* se requieren para calibrar relaciones entre los sólidos disueltos totales y datos de radiación detectada por el satélite y representados en las imágenes. Reducciones importantes se obtienen en mano de obra y costos de viajes al utilizar los sensores remotos de los satélites, así como costos efectivos para la evaluación regional de la transparencia de lagos.

Las imágenes de los satélites trabajan bien para evaluar la transparencia del agua y las propiedades ópticas de lagos, pero las consideraciones geométricas hacen de las imágenes de satélite una elección pobre para la detección remota de ríos y arroyos. Los satélites de alta resolución como el IKONOS tienen la resolución espacial necesaria, pero la adquisición de tales imágenes para una fecha y tiempo particulares no es sencilla, y las imágenes que cubren esas relativamente pequeñas áreas hacen imprácticos los grandes costos por kilómetro de río vigilado. Sensores multi-espectrales similares a esos en satélites como el Landsat e IKONOS (o con más alta resolución espectral) que son desplegados en pequeñas naves aéreas están comercialmente disponibles. Debido a que las aeronaves pueden ser trasladadas precisamente en las trayectorias de vuelo a lo largo de los tramos fluviales, ellas ofrecen una posibilidad atractiva para vigilar la calidad del agua de los ríos, pequeños lagos y embalses, y así obtener una cobertura espacial más completa.

En contraste a los sensores Landsat TM e IKONOS, los cuales tienen solamente unas pocas bandas espectrales; los sensores que se pueden usar en los estudios con naves aéreas recolectando la luz reflejada en muchas bandas espectrales, proveen mejores oportunidades de desarrollar relaciones predictivas más fuertes para varias características ópticas de la calidad del agua. Los procedimientos utilizados para obtener y analizar datos desde los sensores montados en el avión son generalmente similares a los utilizados desde los satélites. Estadísticamente las relaciones más fuertes se encuentran entre las mediciones de las características de la calidad del agua hechas en tierra y la luz a una longitud de onda específica recolectada por el sensor montado en el avión. Los estudios exploratorios son generalmente exitosos y dan mapas para muchas características ópticas relacionadas con la calidad del agua, incluyendo la turbiedad, la transparencia del agua, sólidos en suspensión, y clorofila.

Estos métodos no pueden decir todo lo que se desea conocer acerca de la calidad del agua debido a que los sensores del satélite no pueden detectar la presencia de contaminantes de metales potencialmente peligrosos, contaminantes orgánicos, bacterias patógenas en el agua, entre otros parámetros. Sin embargo, los sensores proporcionan información precisa acerca de la transparencia del agua y de la presencia de algas en ésta, y estos son problemas comunes que afectan el uso, así como el valor económico que representan los lagos y embalses para su localidad.

Estimar las características de calidad del agua por medio de los datos obtenidos de las plataformas satelitales tiene importantes limitaciones. Primero, las características deberán estar relacionadas con una propiedad óptica inherente (IOP) que puede ser medida mediante el sensor del satélite. Por ejemplo, la transparencia del lago relacionado con los SDT (sólidos disueltos totales) por medio del brillo medido por el satélite en muchas bandas espectrales. Fuentes potenciales de error crecen a partir de variaciones en las condiciones atmosféricas y climatológicas, las cuales afectan la cantidad de radiación solar reflejada en la superficie del agua y captada por el sensor del satélite. Las bandas espectrales de los sensores que captan el brillo reflejado de los cuerpos de agua, no se encuentran calibradas por la intensidad de la radiación solar entrante, las cuales varían con la latitud, estación, y hora del día. En adición a esto, la neblina atmosférica dispersa la luz (especialmente la longitud de onda azul) y causa un incremento en el brillo observado. La interferencia atmosférica sobre los cuerpos de agua puede ser significativa, y atrae cambios en la brillantez entrante que deben ser corregidos posteriormente. Estas correcciones impiden la comparación directa de datos de imágenes de diferentes fechas (Kloiber y otros 2002). Por lo tanto, para estimar las características de calidad del agua a partir de los datos obtenidos de los sensores se requieren casi simultáneamente datos de campo para calibrar las ecuaciones y minimizar errores.

Últimamente ha incrementado el acceso y difusión de las imágenes satelitales, así como el desarrollo de tecnología e intereses en diversos campos de investigación, debido a que utilizando la percepción remota se cuenta con una visión sinóptica del medio, lo cual facilita su análisis e interpretación.

Las imágenes satelitales representativas de los cuerpos de agua se encuentran limitadas por la extensión superficial libre de éstos, ya que pueden existir cuerpos de agua subterráneos o con obstrucciones que dificultan su visualización aérea. Es por esto que conviene contar con la historia detallada del origen y morfometría de los lagos o embalses y así poder realizar un modelo representativo del mismo, que considere tanto los datos recolectados en campo como las imágenes satelitales. A su vez, al utilizar la percepción remota sólo se puede obtener información de la superficie de los cuerpos de agua. Los modelos matemáticos consideran diferentes métodos de análisis que correlacionan las mediciones de calidad del agua recolectadas en campo con los datos obtenidos a través de las bandas espectrales de los sensores de las plataformas satelitales, como se explica en la siguiente sección.

3.2 Ejemplos de aplicación

Se pueden realizar modelos matemáticos de la calidad del agua a partir de datos obtenidos directamente en campo y también mediante imágenes tomadas desde satélites a fin de vigilar la calidad del agua de lagos y embalses en el transcurso del tiempo. Para el caso de ríos, pequeños lagos y embalses se pueden utilizar pequeñas aeronaves, como aviones y avionetas, con sensores remotos montados en ellos. Entre las principales técnicas o métodos de vigilancia de la calidad del agua se tienen:

- 1) Bandas de reflexión del satélite Landsat 5 TM⁴³
- 2) Disco de Transparencia de Secchi⁴⁴
- 3) Índice del Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés)
- 4) Distribución de los sedimentos en los cuerpos de agua
- 5) *Espectrómetro*⁴⁵ de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS, por sus siglas en inglés)
- 6) Mapeador Temático Landsat (TM, por sus siglas en inglés) y Mapeador Plus Temático Realzado (ETM+)
- 7) Detectores remotos montados en pequeñas aeronaves (avionetas, aviones)

Con estas técnicas se pueden medir las concentraciones de clorofila, fósforo total, turbiedad, sólidos suspendidos totales (TSS, por sus siglas en inglés) y nutrientes

⁴³ El satélite Landsat 5 fue puesto en órbita el 1° de marzo de 1984 portando el sensor TM (Mapeador Temático, por sus siglas en inglés) que opera en siete bandas espectrales diferentes. Estas bandas fueron elegidas especialmente para el monitoreo de vegetación a excepción de la banda 7 que se agregó para aplicaciones geológicas. Estas siete bandas pueden combinarse de a tres o mas, produciendo una gama de imágenes de color compuesto que incrementan notablemente sus aplicaciones, especialmente en el campo de los recursos naturales. El mapeador temático (TM) tiene mayor sensibilidad radiométrica que su antecesor, el MSS, y mejor resolución espacial, ya que el tamaño del píxel en todas las bandas excepto la 6, es de 30 metros. Esto permite la clasificación de zonas tan pequeñas como 2,5 o 3 hectáreas. La banda 6, que es una banda térmica, tiene un píxel de 120 metros en el terreno. Cada imagen cubre 185 x 185 Km.

⁴⁴ Dispositivo para medir la transparencia del agua con respecto a la luz. La transparencia detectada con este disco depende de la cantidad de materiales en suspensión y colorantes que se encuentren en el agua, procedentes de los sedimentos que son arrastrados hacia el cuerpo de agua o debidos a su actividad biológica.

⁴⁵ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

dentro del agua, La concentración de sedimentos en suspensión, el fitoplancton y los materiales orgánicos disueltos, son factores que influyen de manera predominante en las propiedades ópticas del agua y en su calidad, así como sobre la vida acuática, El agua sirve como un transportador y agente almacenador de nitrógeno, fósforo y componentes orgánicos que pueden ser indicadores de contaminación (Jensen 2000). Todo esto permitirá elaborar modelos matemáticos de la calidad del agua en lagos y embalses. A continuación se presentan algunos ejemplos de aplicación de estas técnicas que permiten apreciar los resultados que se han podido obtener sobre la calidad del agua en lagos y embalses.

3.2.1. Elaboración de un estudio sobre cuarenta y dos embalses, en la cuenca del río Ebro, en España, con el desarrollo de un algoritmo por medio de bandas de *reflectancia*⁴⁶ del Landsat 5 TM., por P.A. Brivio, C. Giardino y E. Zilioli.

Mediante un análisis de regresión múltiple se estimó el índice del estado trófico, calculando la transparencia del agua por medio del Disco de Transparencia de Secchi. Los resultados alcanzados mostraron alta heterogeneidad de la calidad del agua en todos los cuerpos de agua de los cuarenta y dos embalses estudiados.

La cuenca se encuentra limitada al norte con la cadena de los Pirineos, al suroeste con la cadena Ibérica y al este con la costa catalana, y cubre una extensión de 85.566 km². Esta cuenca tiene actualmente más de 45 embalses con más de 1Hm³ de capacidad. Los embalses incluidos en esta investigación se extendieron a lo largo de toda la cuenca. En la vertiente norte -que es la zona con más alta precipitación- el número de depósitos es mayor que en la vertiente sur. Esta distribución dispersa, junto con la más alta heterogeneidad geomorfológica da la mayor diversidad limnológica de la zona.

Debido a su relativo bajo costo de cobertura, las imágenes obtenidas desde el satélite Landsat 5 TM fueron las más apropiadas para evaluar la calidad del agua y la distribución de los sedimentos en los cuerpos de agua estudiados. La mejor época para estimar las propiedades del agua por medio de imágenes satelitales es en el verano según lo refiere Steadmann en el año 2001. Según Chuvieco (1996), las imágenes son radiométricamente corregidas y calibradas mediante la conversión a números crudos digitales (DN, por sus siglas en inglés) observadas por un sensor en unidades físicas de reflectancia. Los valores de DN se convierten en valores de reflectancia para cada banda contemplando la distancia desde la Tierra al Sol, los coeficientes de calibración del sensor TM para cada banda, la *irradiancia solar exo-atmosférica*⁴⁷ y el *ángulo cenital solar*⁴⁸.

⁴⁶ La reflectancia es la capacidad de las superficies de reflejar la luz.

⁴⁷ Conjunto de radiaciones electromagnéticas emitidas por el sol fuera de la atmósfera.

⁴⁸ Representa la posición del sol relativa a la normal local.

Se desarrolló un algoritmo que permitió predecir los valores de las características espectrales de las imágenes del satélite, mediante un análisis de regresión lineal múltiple. A partir de los valores de las variables independientes (valores espectrales de las bandas azul y verde), se determinaron los valores de las variables dependientes (índice del estado trófico -TSI). El mejor modelo extraído del análisis de regresión lineal múltiple, está dado por la siguiente ecuación para el TSI:

$$TSI = 286.63(TM2) - 2.40\left(\frac{TM1}{TM2}\right) + 39.31 \dots\dots\dots (3.1)$$

donde TM1 y TM2 fueron los valores de reflectancia del Landsat TM banda 1 (Banda azul) y banda 2 (Banda verde).

Tres importantes resultados fueron extraídos de los mapas TM por medio de un análisis visual y estadístico:

- 1) Se observaron diferencias significativas estadísticas entre el valor final TSI del reservorio mediante los métodos de obtención *in situ* y el de detección remota.
- 2) La media de los valores TSI para el conjunto de embalses fue 51.777 con una desviación estándar de 5.91 que muestra que los embalses de la cuenca del Ebro tienen una condición de estado medio (mesotrófico-eutrófico).
- 3) Fue observada una elevada heterogeneidad espacial dentro de los embalses. Los valores de calidad de los embalses estudiados tienen una significativamente elevada desviación estándar promedio, siendo ésta de 7.27.

Este estudio permitió determinar un algoritmo para la cuantificación del índice del estado trófico basado en el disco de transparencia de Secchi mediante la aplicación de los datos del Landsat TM. El algoritmo permitió alcanzar la variación espacial de la claridad del agua. La profundidad del disco de Secchi fue correlacionada con bandas visibles del Landsat 5 TM, especialmente con bandas verdes y el radio entre las bandas azules y verdes. La representación de la turbiedad permite obtener información útil visual sobre la carga de sedimentos en el agua,

La información que se puede obtener de imágenes históricas sobre la calidad del agua es de suma importancia ya que permite ver el modo en el que ha ido evolucionando en el tiempo la calidad del agua. Es indispensable tomar muestras de agua en algunos embalses específicos, con el propósito de que sirvan de prueba y de esa manera ir afinando la relación de las propiedades del agua con la información obtenida de los satélites. La información sobre los sedimentos permite conocer ciertas características de las cuencas, como su grado de erosión y las pérdidas de suelo en el transcurso del cauce a través de sus diferentes estancamientos o lagos.

3.2.2. Estimación de los parámetros de la calidad del agua a partir de datos de detección remota en el lago Kemp en el estado de Texas, USA, por Bassil El-Masri y A. Faiz Rahman, Departamento de Manejo de Recursos Naturales, Texas Tech University.

El objetivo principal de este estudio es la estimación de la clorofila, el fósforo total (TP, por sus siglas en inglés), y la turbiedad utilizando datos desde sensores remotos obtenidos del Espectrómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS, por sus siglas en inglés). Se calcularon los parámetros de la calidad del agua basados en mediciones *in situ* en el Lago Kemp hechas entre junio y octubre del 2006, con datos obtenidos de reflectancia MODIS para el mismo periodo. Las concentraciones de clorofila y TP fueron cuantificadas utilizando las relaciones de $(\text{MOD1-MOD14})/(\text{MOD14} + \text{MOD} 2)$ y $\text{MOD12}/\text{MOD13}$, respectivamente, los cuales mostraron una relación lineal respecto a los datos *in situ*. MOD# se refiere a los valores de reflexión de las bandas MODIS#. La turbiedad fue cuantificada utilizando la relación de $(\text{MOD2} - \text{MOD4})/(\text{MOD11} \times \text{MOD12})$. La clorofila y la turbiedad tuvieron la mayor correlación ($r_2 = 0.81$, $r_2 = 0.92$ respectivamente) respecto a mediciones hechas *in situ*, mientras TP tuvo la más baja correlación ($r_2 = 0.56$). Los mapas para la distribución de la clorofila también como para TP y la turbiedad fueron generados desde los datos del MODIS.

El propósito de este estudio fue estimar la concentración de clorofila, la concentración total de fósforo y la turbiedad utilizando índices espectrales. Primero, los índices espectrales desarrollados por Shafique y otros en el 2002 para datos hiperespectrales, fueron modificados en orden de hacerlos adecuados para usar con sensores remotos multiespectrales, específicamente el Espectrómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS) a bordo de satélites de observación de la Tierra de la NASA. Se probaron esos índices modificados en el Lago Kemp, Texas. Segundo, la determinación de las propiedades ópticas de los parámetros del agua mencionados arriba y la selección de bandas espectrales que son utilizadas en los índices a fin de desarrollar índices espectrales usando los datos de MODIS. Los datos de los sensores remotos fueron validados con mediciones de campo para probar la precisión de los índices.

El Lago Kemp está localizado sobre el Río Wichita al norte de Seymour en el condado de Baylor, Texas. Este cubre un área de 15,590 acres con una profundidad máxima de 53 pies (16 metros), tiene una profundidad que fluctúa de 6 a 8 pies (1.83 a 2.43 metros) anualmente y una visibilidad de 4 a 6 pies (1.22 a 1.83 metros) de profundidad. La precipitación anual es de 24 pulgadas/año (609 mm/año), la temperatura promedio es de 63 °F (17.22 °C) y la elevación es de 1,114 pies sobre el nivel medio del mar (339 msnm).

Las mediciones de absorción espectral de la clorofila fueron hechas con *espectrofotómetro*⁴⁹ utilizando una longitud de onda de 661.6 nm y 644.8 nm como fue sugerido por Lichtenthaler, 1987. Por otro lado, la turbiedad es usualmente medida en Unidades de Turbiedad Nefelométricas (NTU, por sus siglas en inglés) que se refieren al modo en que el instrumento *nefelómetro*⁵⁰ mide cuánta luz es dispersada por las partículas en suspensión en el agua. La turbiedad y el TP (unidad = mg/l) fueron analizados en un laboratorio privado siguiendo los métodos recomendados en los Métodos Estandar para el Examen del Agua y Aguas residuales edición 20a y EPA SW-846 respectivamente.

El luminosidad que aparece en los lagos o ríos es la combinación de todos los componentes de la columna de agua, que incluye en suspensión materias orgánicas, inorgánicas y pigmentos (Han y Rundquist, 1997). La reflexión de un cuerpo de agua depende de la absorción y dispersión de la radiación entrante. Estas absorción y dispersión están en función del material presente en la superficie del agua (Senay y otros, 2001).

Este estudio consistió en modificar los índices de calidad del agua desarrollados, utilizando sensores remotos hiperespectrales para ser utilizables con sensores multiespectrales. Los índices propuestos por Shafique y otros, (2002) fueron:

$$\text{Clorofila} = 48.849 \left(\frac{R_{705}}{R_{675}} \right) - 34.876 \dots \dots \dots (3.2)$$

$$\text{Fósforo total (TP)} = 0.18081 \times \log \left(\frac{R_{554}}{R_{675}} \right) - 0.0371 \dots \dots \dots (3.3)$$

$$\text{Turbiedad} = 186.59 \left(\frac{R_{710}}{R_{740}} \right) - 8.5516 \dots \dots \dots (3.4)$$

donde R es la reflexión de la longitud de onda espectral (nm) expresada por el número subíndice.

Se usaron valores de reflexión de las bandas MODIS #13 (662 – 672 nm) y #14 (673 – 683 nm) para estimar la concentración de clorofila, #15 (743 – 753 nm) y #16 (862 – 877 nm) para estimar la turbiedad, y #14 (673 – 683 nm) y #12 (546 -556 nm) para estimar el fósforo total (TP). Los índices de calidad del agua modificados por las bandas MODIS fueron propuestos como:

$$\text{Clorofila} = 48.849 \left(\frac{b_{14}}{b_{13}} \right) - 34.876 \dots \dots \dots (3.5)$$

⁴⁹ Instrumento que permite comparar la radiación absorbida o transmitida por una solución que contiene una cantidad o concentración desconocida de soluto, y una que contiene una cantidad conocida de la misma sustancia.

⁵⁰ Instrumento para medir partículas suspendidas en un líquido, se conocen también como turbidímetros en las pruebas de calidad del agua. La unidad de turbidez para un nefelómetro calibrado se llama Unidad de Turbidez Nefelométrica, NTU o UTN.

$$\text{Fósforo total (TP)} = 0.18081 \times \log\left(\frac{b_{12}}{b_{14}}\right) - 0.0371 \dots \dots \dots (3.6)$$

$$\text{Turbiedad} = 186.59\left(\frac{b_{16}}{b_{15}}\right) - 8.5516 \dots \dots \dots (3.7)$$

donde b y los subsecuentes numerales corresponden a los números de bandas MODIS.

Los planos de dispersión mostraron que la proporción de $(b_2 - b_4) / (b_{11} \times b_{12})$ y $(b_1 - b_{14}) / (b_{14} + b_2)$ puede ser utilizada para estimar la turbiedad y la clorofila, respectivamente. La proporción de b_{12} / b_{13} fue el mejor indicador del fósforo total. También, se encontró que MODIS b_{13} y b_4 correlacionaron fuertemente ($r^2 = 0.76$); en este caso donde no hubo datos disponibles para b_{13} en junio 2006, b_4 fue utilizado en lugar de aquel. Sin embargo, los nuevos índices desarrollados para este estudio fueron:

$$\text{Clorofila} = \text{ABS}\left(\frac{b_1 - b_{14}}{b_{14} + b_2}\right) \dots \dots \dots (3.8)$$

$$\text{Fósforo total (TP)} = \frac{b_{12}}{b_{13}} \dots \dots \dots (3.9)$$

$$\text{Turbiedad} = \text{ABS}\left(\frac{b_2 - b_4}{b_{11} \times b_{12}}\right) \dots \dots \dots (3.10)$$

donde ABS representa el valor absoluto

Los valores para los parámetros de calidad del agua fueron más altos en la temporada seca (octubre) comparados con la temporada húmeda (junio). La clorofila fue estable entre las dos temporadas (principalmente los valores más altos en octubre) que van desde 6 – 10 ug/l, mientras la turbiedad mostró enorme variación desde 0.114 NTU en junio a 23.46 NTU en octubre. Esta variación fue aparejada con incremento en la variación de TP y valores desde 0.05 mg/l en junio a 0.06 mg/l en octubre. La proporción de bandas 1,2 y 14 como se mostró en la ecuación 7 produjo una buena correlación ($r^2 = 0.82$) con concentración de clorofila en octubre 2006. La turbiedad y la proporción de bandas 2, 4, 11 y 12 (ecuación 9) está fuertemente correlacionada ($r^2 = 0.92$ y $r^2 = 0.79$) para ambos meses junio y octubre del 2006 respectivamente. Así, TP tuvo la más débil correlación con bandas de MODIS.

Las imágenes MODIS fueron transformadas a mapas de parámetros de calidad del agua utilizando los índices desarrollados. Esto fue hecho pixel por pixel a través del desarrollo de módulos usando el programa de imágenes ERDAS⁵¹. Los resultados fueron seis mapas para clorofila, turbiedad, y TP para ambos meses junio y octubre. El Lago Kemp experimentó enormes fluctuaciones en el nivel del agua durante el período de estudio, especialmente en la parte este del lago; por lo que estas condiciones climatológicas afectan los índices establecidos en este modelado.

⁵¹ La información recogida por la teledetección remota es procesada y analizada por programas de ordenador, conocidos como aplicaciones para teledetección remota.

Valores muy altos de turbiedad pueden ser observados al lado de la orilla del lago, especialmente en la parte sur, donde la mayoría de las áreas residenciales están localizadas y el lado oeste donde entra el Río Wichita al lago. Los valores más altos de la clorofila se encuentran en las partes norte y oeste del lago, y pueden ser relacionadas a la presencia de plantas acuáticas.

3.2.3 Características de la Calidad del Agua de Lagos y Embalses Mediante Sensores Remotos Basados en el Landsat, Incluyendo Clorofila y Material Orgánico Disuelto Coloreado (CDOM), por Patrick Brezonik, Kevin D. Menken and Marvin Bauer.

Se utilizaron mediciones de campo sobre 15 lagos de Minnesota, con amplios intervalos de propiedades ópticas y datos del satélite Landsat TM, a fin de evaluar los efectos del color del humus sobre las condiciones de la calidad del agua. El color (C440), medido por absorbencia a 440 nm, causa solamente pequeños perjuicios en estimaciones del disco Secchi (SDT) a partir de datos del Landsat TM cuando los niveles de color son bajos, pero a valores muy altos ($> \sim 300$ unidades cloroplatinadas, CPU) se encuentran cambios considerables en la turbiedad. Similarmente, cuando los niveles de clorofila son moderados a altos ($> 10 \mu\text{g/L}$) o bajos a moderados niveles de color de humus existe sólo una pequeña influencia sobre la relación entre SDT y la concentración de clorofila, pero tiene una pronunciada influencia a elevados niveles de C440 (por ejemplo, $> \sim 200$ CPU).

El CDOM, Materia Orgánica Disuelta Coloreada, es una mezcla compleja de macromoléculas orgánicas con aromáticos, ácido carboxílico, y grupos de fenólicos derivados principalmente de la descomposición de material de plantas de suelos y humedales. El CDOM es expresado aquí en términos de color (C440) medido como absorbente a 440 nm. Este estudio tiene tres objetivos:

- 1) Determinar si el CDOM introduce errores en el SDT inferido de satélite,
- 2) Evaluar la confiabilidad del SDT inferido de satélite como una medición indirecta de abundancia de algas, y
- 3) Determinar si otras variables ópticas de claridad del agua, específicamente el color (C440) y la concentración de clorofila, pueden ser inferidos de los datos del Landsat 5 TM.

El Landsat 5 TM recoge y archiva datos para una determinada localidad cada 16 días, pero la nubosidad sobre un dato de adquisición dado resulta en una baja frecuencia de datos utilizables, especialmente en regiones propensas a clima nuboso. El sensor Landsat TM tiene muchas bandas espectrales, las primeras cuatro son de interés básico en este estudio:

- 1) 450-515 nm,
- 2) 525-605 nm,
- 3) 630-690 nm,
- 4) 750-900 nm.

Tabla 3.1⁵²

Características Limnológicas de Lagos muestreados en el este-central de Minesota.

Lago	Condado	Fecha de muestreo	SDT [m]	Chl a [$\mu\text{g/L}$]	Turbiedad [NTU]	TSS [mg/L]	a440 [m^{-1}]	Color [CPU]
Ann	Kanabec	9/12	0.6	68	19	8.0	3.6	66
BigSandy	Aitkin	9/13	1.6	19.3	3.7	3.2	4.9	89
Cross	Pine	9/13	0.9	40	9.7	9.7	3.9	71
Fish	Kanabec	9/12	0.35	153	28	20	3.3	60
Francis	Isanti	9/12	0.15	279	154	88	4.7	86
Grindstone	Pine	9/13	4.4	2.1	0.7	1.0	1.4	26
Hanging Horn	Carlton	9/13	1.8	7.5	1.2	1.5	6.3	115
Hizer	Carlton	8/30	0.8	17.0	9.3*	-	16.5	300
Knife	Kanabec	9/12	0.5	60	31	21	4.1	74
Munson	Carlton	8/30	0.7	9.0	4.9*	-	19.4	353
Net	Pine	9/13	1.0	16.6	7.1	4.2	10.7	194
Rock	Aitkin	9/13	2.0	3.8	1.3	1.1	3.6	66
Round	Aitkin	9/13	4.0	3.1	0.3	0.4	0.6	10
Sturgeon	Pine	9/13	2.2	17.4	1.1	1.5	0.7	12
Typo	Isanti	9/12	0.15	183	155	101	5.1	92

*No medido; estimado de la regresión relacionada entre clorofila a y turbiedad de los lagos: $T_{NTU} = 0.545(\text{chl } a)$; $r^2 = 0.82$

Se recolectaron muestras de agua a la mitad de la profundidad del lago y se enviaron al laboratorio para análisis de clorofila, TSS, turbiedad, y color; *Tabla 3.1*⁵². La transparencia del lago en el sitio de muestreo fue medida mediante el disco Secchi. La clorofila a fue analizada de acuerdo a métodos estándar (Eaton y otros 1995). El TSS fue determinado gravimétricamente (Eaton y otros 1995) mediante agua filtrada a través de filtros de fibra de vidrio. La turbiedad (TNTU) fue medida en muestras no filtradas con un turbidímetro calibrado, y los resultados fueron expresados en unidades de turbiedad nefelométricas (NTU). El color fue medido como absorbencia a 440 nm en 0.45 μm de agua filtrada con una celda de cuarzo de 4-cm mediante un espectrofotómetro y convertido a un coeficiente de absorción (a440). El color (C440) expresado en unidades de cloroplatinato (CPU) fue calculado a partir de la relación: $C440 = 18.22a440 - 0.209$ (Cuthbert y Giorgio 1992). Los promedios de luminosidad de las áreas de interés en las bandas TM 1-4 para los 15 lagos son listados en la *Tabla 3.2*⁵³.

⁵² BREZONIK Patrick, MENKEN Kevin D., BAUER Marvin, *Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM)*, University of Minnesota, North American Lake Management Society, 2005, pág. 3.

⁵³ Ibidem, pág. 5.

Tabla 3.2⁵³

Valores promedio de luminosidad para las bandas 1-4 del TM en las áreas de interés en los 15 lagos de estudio.

Lago	TM1	TM2	TM3	TM4
Ann	43.77	16.49	12.77	7.70
BigSandy	41.71	12.78	10.72	5.17
Cross	41.77	14.27	11.48	6.33
Fish	44.34	17.30	13.72	8.60
Francis	49.66	22.21	19.01	18.38
Grindstone	39.99	11.19	8.08	5.01
Hanging Horn	39.59	11.02	8.63	5.17
Hizer	38.68	10.71	8.16	5.45
Knife	44.26	17.77	15.68	7.63
Munson	38.65	10.65	8.16	5.17
Net	39.34	11.86	10.46	5.65
Rock	41.40	12.01	9.54	4.99
Round	41.80	12.45	8.46	4.54
Sturgeon	44.30	15.91	10.51	5.16
Typo	49.52	23.92	22.88	17.77

Tabla 3.3⁵⁴

Coefficientes para regresión lineal múltiple de $(\ln(\text{chl } a) = A_0 + A_1 \text{Var}_1 + A_2 \text{Var}_2)$ contra luminosidad Landsat ($\ln(\text{clorofila } a)$). Sólo se muestran resultados con $R^2 \geq 0.8$ (n=15).

Var ₁	Var ₂	A ₀	A ₁	A ₂	R ²
TM1	TM1:TM2	21.79	-0.1675	3.855	0.86
TM1	TM1:TM3	6.71	0.0537	-1.559	0.88
TM2	TM1:TM2	17.31	-0.1485	-4.017	0.85
TM2	TM2:TM3	7.86	0.0572	-1.481	0.88
TM3	TM1:TM2	10.60	0.0289	-2.633	0.85*
TM3	TM1:TM3	12.55	-0.0959	-2.179	0.89*
TM4	TM1:TM2	10.78	0.0284	-2.648	0.85
TM4	TM1:TM3	9.46	0.0078	-1.680	0.88

*Lago Typo tuvo una gran influencia en la regresión.

Tabla 3.4⁵⁵

Coefficientes para regresión lineal múltiple de $\ln(C440)$ contra luminosidad Landsat ($\ln(C440) = A_0 + A_1 \text{Var}_1 + A_2 \text{Var}_2$). Sólo se muestran resultados con $R^2 \geq 0.6$ (n=15).

Var ₁	Var ₂	A ₀	A ₁	A ₂	R ²	Comentarios*
TM1	TM3	23.59	-0.5735	0.430	0.60	Francis=O; Typo= LL
TM1	TM4	21.66	-0.4706	0.352	0.63	Grindstone= O
TM1	TM1:TM4	23.65	-0.3528	-0.657	0.77	Grindstone= O
TM1	TM2:TM3	19.42	-0.1642	-6.441	0.64	
TM1	TM2:TM4	16.04	-0.1829	-1.846	0.70	Grindstone= O
TM2	TM1:TM4	14.78	-0.3485	-0.812	0.75	Grindstone= O
TM2	TM2:TM4	10.45	-0.1412	-1.905	0.63	Grindstone= O
TM4	TM2:TM4	12.07	-0.2145	-2.870	0.70	Grindstone= O; Sturgeon = LL

*O= atípico; LL= lago que tuvo mayor influencia en la regresión.

⁵⁴ BREZONIK Patrick, MENKEN Kevin D., BAUER Marvin, *Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM)*, University of Minnesota, North American Lake Management Society, 2005, pág. 6.

⁵⁵ Ibidem, pág. 7.

El análisis de regresión múltiple entre $\ln(C440)$ y combinaciones de bandas 1:4 y proporciones de bandas dieron cuatro relaciones con $R^2 > 0.70$, *Tabla 3.4*. La ecuación predictiva para el SDT es:

$$\ln SDT = -2.663 - 0.03191(banda1) + 1.1030\left(\frac{banda1}{banda3}\right) \dots \dots \dots (3.11)$$

$$R^2 = 0.91, n = 39$$

Los resultados aquí obtenidos demuestran que la clorofila y la turbiedad pueden ser estimadas a partir de los datos TM si las medidas del terreno están disponibles para calibración. El mismo problema existe con el SDT, pero ha sido una de las mediciones limnológicas más comunes durante muchas décadas, en parte porque es más sencillo y barato de obtener. El SDT provee información que se relaciona directamente con las percepciones humanas de la calidad del agua de lagos, y es un indicador razonable de las condiciones tróficas (abundancia de algas) excepto en los lagos muy altamente coloreados con baja clorofila.

Finalmente, los resultados muestran que el CDOM influye en la luminosidad observada en los lagos de Minnesota, pero el CDOM no parece interferir con estimaciones de SDT del Landsat TM para lagos con $C440 < \sim 200$ CPU.

3.2.4 Mediciones de transparencia y calidad del agua en lagos y ríos de Minnesota: Un Enfoque Basado en Censos Utilizando Técnicas de Detección Remota por Patrick L. Brezonik, Leif G. Olmanson, Marvin E. Bauer, and Steven M. Kloiber.

Los satélites proveen información hidrológica esencial (ejemplo: estimaciones de manto de nieve, lluvia, y evapo-transpiración). La transparencia mide la distancia que la luz penetra en el cuerpo de agua. Tres tipos de constituyentes afectan la transparencia del agua: algas y partículas derivadas de algas; materia orgánica coloreada (materia de humus); y derivados de sedimentos y partículas de arcilla del suelo. La transparencia del agua es útil en la medición de la calidad del agua porque esto la relaciona directamente con la percepción de la calidad. Así, la transparencia del agua es una medida indirecta del estado trófico de un lago, en términos de concentraciones de nutrientes y productividad biológica.

La ecuación general predictiva para la estimación de la transparencia del agua tiene la forma:

$$\ln SD = a\left(\frac{TM1}{TM3}\right) + b(TM1) + c \dots \dots \dots (3.12)$$

donde, a, b, y c son coeficientes aptos para los datos de la calibración mediante el análisis de regresión, $\ln(SD)$ es el logaritmo natural de la profundidad Secchi para un lago dado, y TM1 y TM3 son los valores medidos de luminosidad del sensor del Landsat en las bandas azul y roja, respectivamente, para un área predefinida de la superficie del lago. Una vez obtenidos los coeficientes, se puede determinar la

profundidad Secchi para otros lagos. Las imágenes son de aproximadamente 180 kilómetros de un lado y puede contener cientos de lagos y estanques. La resolución espacial (llamada tamaño de pixel) de los datos de luminosidad en las imágenes del Landsat es de 30 metros (aproximadamente 100 pies) en un lado. Debido a que se necesita usar datos únicamente de pixeles de superficie de agua no afectada por tierra o vegetación acuática, se requiere un procedimiento capaz de obtener resultados de alta calidad, por lo que los lagos deberán ser mayores a 8 hectáreas. Para los siete condados del área metropolitana de las Ciudades Gemelas, los cuales constituyen parte de una imagen Landsat, se encuentran aproximadamente 550 lagos y humedales de aguas abiertas por imagen. En este trabajo se buscó responder las siguientes preguntas:

- 1) ¿La transparencia del agua de lagos en el área metropolitana varía dependiendo de las condiciones climáticas, tales como períodos prolongados de sequía o precipitaciones por arriba del promedio?;
- 2) ¿Pueden las tendencias de largo plazo en la transparencia del agua de los lagos del área metropolitana ser relacionadas con documentados cambios en la cobertura o uso del suelo dentro de la región?; y
- 3) ¿Qué tan fuertes son las relaciones entre la transparencia del lago y las condiciones de uso o cobertura del suelo en el paisaje alrededor de los lagos?

Los resultados de la *Tabla 3.5*⁵⁶ demostraron que a cualquier tiempo dado, los lagos en el área metropolitana exhiben un amplio rango de transparencia del agua. La combinación de temperaturas frescas, menos sol, y mayor flujo de agua a través de los lagos resultaron en bajas cantidades de algas y alta transparencia en muchos lagos. La expansión suburbana se ha producido en gran medida a expensas de las tierras de cultivo más bien que en las zonas boscosas más primitivas, y las tierras de cultivo a menudo producen elevados niveles de nutrientes en los escurrimientos de aguas pluviales que se hacen en las áreas residenciales suburbanas.

La relativamente modesta resolución espacial del sensor del Landsat (30 m) limita la utilidad de las imágenes del Landsat para evaluar las condiciones de transparencia del agua en pequeños lagos y estanques. Nuevos satélites comerciales con resolución espacial (tamaño de pixeles) de 1 a 4 metros superan esta limitación y permiten evaluar la transparencia del agua en estanques vecinos mucho más pequeños que un acre⁵⁷ de área. Dos de esos satélites comerciales, IKONOS y Quickbird, son las fuentes primarias de las maravillosas imágenes aéreas mostradas cada vez más en los noticieros de televisión y las imágenes que proveen las bases de Google Earth.

⁵⁶ BREZONIK Patrick L., OLMANSON Leif G., BAUER Marvin E., KLOIBER Steven M., *Measuring Water Clarity and Quality in Minnesota Lakes and Rivers: A Census-Based Approach Using Remote-Sensing Techniques*, CURA Reporter, 2007, pág. 6.

⁵⁷ 1 acre= 4 046.86 m²

Tabla 3.5⁵⁶

Tendencias de la transparencia del agua de los lagos del área metropolitana de las Ciudades Gemelas, 1973-1998.

Profundidad del Disco Secchi (SD)	Número de lagos, por mes y año									
	Jul 1973	Ago 1975	Sep 1983	Ago 1986	Ago 1988	Sep 1991	Ago 1993	Jul 1995	Jul 1996	Sep 1998
>4 metros	7 (1.6%)	4 (1.0%)	14 (3.2%)	0 (0.0%)	3 (0.6%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	1 (0.3%)	4 (0.8%)	0 (0.0%)
2-4 metros	94 (21.1%)	79 (18.9%)	61 (14.0%)	94 (19.5%)	77 (16.4%)	75 (15.5%)	68 (14.0%)	86 (17.7%)	118 (23.9%)	96 (19.7%)
1-2 metros	192 (43.2%)	165 (39.6%)	182 (41.7%)	160 (33.3%)	120 (25.5%)	187 (38.6%)	218 (45.0%)	192 (39.6%)	245 (49.6%)	184 (37.8%)
0.5-1 metro	122 (27.4%)	137 (32.9%)	114 (26.1%)	168 (34.9%)	173 (35.7%)	173 (35.7%)	144 (29.8%)	151 (31.1%)	104 (21.1%)	149 (30.6%)
<0.5 metros	30 (6.7%)	32 (7.7%)	65 (14.9%)	59 (12.3%)	102 (21.7%)	49 (10.1%)	54 (11.2%)	55 (11.3%)	23 (4.7%)	58 (11.9%)
Total	445	417	436	481	470	484	484	485	494	487

El costo de los datos de IKONOS (2,500 a 4,000 dólares por imagen) probablemente podría ser muy elevado para muchas ciudades sólo para la evaluación de la transparencia de lagos, pero podría ser justificable si las imágenes también son usadas para vigilar los cambios en el uso del suelo, la cubierta del suelo y el estado de los humedales. La *Tabla 3.6⁵⁸* resume las tendencias temporales en el número de lagos en Minnesota.

Tabla 3.6⁵⁸

Transparencia del agua en lagos de Minnesota basada en la profundidad de Secchi inferida del Landsat, 1985-2005.

Profundidad del Disco Secchi (SD)	Número de lagos, por año				
	1985	1990	1995	2000	2005
>4 metros	1,043	1,213	1,059	909	1,254
2-4 metros	4,917	3,981	4,649	4,641	4,363
1-2 metros	3,080	3,150	3,356	2,637	3,091
0.5-1 metro	1,627	1,898	1,670	1,729	1,902
<0.5 metros	469	490	254	600	631
Total	11,136	10,732	10,988	10,516	11,241

⁵⁸ BREZONIK Patrick L., OLMANSON Leif G., BAUER Marvin E., KLOIBER Steven M., *Measuring Water Clarity and Quality in Minnesota Lakes and Rivers: A Census-Based Approach Using Remote-Sensing Techniques*, CURA Reporter, 2007, pág. 7.

3.2.5 Evaluación de la calidad del agua con datos simultáneos del Landsat-5 TM en la Bahía Guanabara, Río de Janeiro, Brasil, por Claudia Zuccari Fernandes Braga, Alberto W. Setzer y Luis Drude de Lacerda.

Este estudio tiene como objetivo determinar la relación entre los parámetros de calidad del agua y los datos digitales obtenidos del Landsat-5 Thematic Mapper (TM). El área de estudio fue la bahía Guanabara en Río de Janeiro, Brasil. Las muestras de agua fueron recolectadas en dos fechas coincidentes con el paso del Landsat-5 TM y cuando diferentes condiciones de la marea estaban presentes en la bahía. Las bandas TM 1, 2, 3, 4 y 6, las proporciones de las bandas 1/3 y 2/3 y el análisis de los componentes principales de las bandas TM 1-4 fueron comparadas con las mediciones *in situ* y con análisis de laboratorio de muestras de agua. Algunos parámetros de calidad del agua fueron muy bien correlacionados con los datos de detección remota digital, especialmente durante la marea alta; por ejemplo: concentraciones de hierro y manganeso en sólidos suspendidos totales; salinidad y profundidad del disco Secchi; temperatura y profundidad del disco Secchi; temperatura y sólidos suspendidos totales; sólidos suspendidos totales y bandas 4 y 6; profundidad del disco Secchi y bandas 4 y 6; temperatura y banda 6. A su vez se encontraron coeficientes de relación significativos durante la marea baja, aunque menores. No se encontró correlación alguna con las concentraciones de corofila.

La bahía de Guanabara es un estuario muy contaminado con una superficie de aproximadamente 400 km² y contiene dos grandes puertos (Río de Janeiro y Niterói) de intenso tráfico con cerca de 3,000 buques por año y 15 terminales petroleras de carga. Este recibe efluentes contaminados desde 24 sub-cuencas con aproximadamente 6,000 industrias y 7 millones de habitantes. Cerca del 75% de los desperdicios orgánicos son aguas residuales urbanas y 25% de las industrias. También se encuentran metales pesados y componentes tóxicos en los efluentes. Muchos parámetros de calidad del agua medidos en las riveras tributarias, como oxígeno disuelto, nitrógeno orgánico, fósforo y coliformes, han excedido los niveles críticos estándar por arriba del 100% de los casos en muchos puntos de muestreo.

Se planteó en ese trabajo identificar parámetros de calidad del agua: físicos, químicos y biológicos que pueden ser detectados mediante sensores remotos desde las imágenes digitales del Landsat 5 TM. Se obtuvieron muestras de agua de 37 estaciones en seis fechas coincidentes con el paso del Landsat 5 TM. Debido a la cubierta de nubes y problemas de grabación del satélite solamente dos fechas fueron seleccionadas para el análisis- el 9 de septiembre de 1986 y 11 de agosto de 1987-. La región cubierta corresponde al área de la bahía Guanabara, el estado de Río de Janeiro, Brasil, y las bandas grabadas fueron 1 (450 – 520 nm), 2 (520 – 600 nm), 3 (630 – 690 nm), 4 (760 – 900 nm), 5 (1550 – 1750 nm), y 6 (10450 – 12500 nm, 120 m de resolución).

Las imágenes TM fueron procesadas en sectores de 512 X 512 pixeles en un analizador digital multi- espectral sobre una imagen GE-100. Los programas utilizados fueron RATIO para calcular las proporciones (ratios), y PRINCO (análisis de componente principal) para mejorar la separabilidad entre las clases espectrales

del agua. También se usaron en todas las imágenes FILTRATION (MD5FIL) a fin de reducir el ruido y CONTRAST STRETCHING para mejorar la visualización de las imágenes filtradas en bruto o sin pulir, la cuales pueden ya estar analizadas por otros programas.

Las muestras de agua fueron obtenidas secuencialmente a una profundidad de hasta 50 cm utilizando un bote de motor durante aproximadamente 5 horas por muestreo. Los siguientes dos parámetros fueron medidos *in situ*: 1) temperatura superficial (T) en un lugar sombreado mediante un termómetro de mercurio y 2) profundidad del disco Secchi (SC); y por medio de pruebas en el laboratorio se obtuvo la salinidad (SA), las concentraciones de hierro (Fe), los sólidos suspendidos totales (TSS) y la concentración total de clorofila (CH”).

Se consideraron las variaciones de altura de la marea en Río de Janeiro, Brasil a diferentes tiempos el día de los muestreos, para poder hacer una corrección por dichas variaciones al correlacionar los datos de campo y las imágenes satelitales.

Una vez que las imágenes TM fueron usadas en el análisis multi-espectral, se hizo una prueba para comparar la relación entre píxeles y las imágenes filtradas y en bruto. Los datos que se obtuvieron del Landsat / TM son los de las bandas TM1, TM2, TM3, TM4, TM5, TM6, un tercio de los datos de las bandas TM1 (TM1/3) y TM2 (TM2/3), así como los componentes principales de las bandas 1 (PCB1) y 2 (PCB2). Al procesar las imágenes se pueden comparar con las imágenes brutas obteniendo coeficientes de correlación (r) en las Bandas TM 1, 2, 3, 4, y 6.

La correlación entre los parámetros de calidad del agua fue inicialmente investigada para el par de variables con coeficiente de correlación estadísticamente significativo.

Finalmente, se realizó un análisis de regresión múltiple a fin de identificar cuántas de las mediciones de las variables de la calidad del agua podrían explicar la variabilidad de los datos TM. Los resultados del análisis (*Tablas 3.7 y 3.8*⁵⁹) indicaron que los parámetros de calidad del agua medidos en la investigación, aunque significativamente diferentes en los dos casos examinados, explican mucha de la variabilidad de las imágenes TM. La banda PCB2 fue la más representativa correlacionando los parámetros de calidad del agua, en comparación con las otras bandas.

⁵⁹ FERNANDES BRAGA Claudia Zuccari, SETZER Alberto W., DRUDE DE LACERDA Luiz, *Water Quality Assessment with Simultaneous Landsat-5 TM Data at Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil*, Remote Sens. Environ. 45, 1993, pág. 104.

Tabla 3.7⁵⁹

Resultados de regresión múltiple para el 9 de septiembre de 1986.

Variable Dependiente	Variabes del Modelo en Orden de Inclusión	Coefficiente de Determinación (r²)
TM1	SC, Fe, TSS, Mn	0.74
TM2	SC, Mn, TSS, Fe	0.69
TM3	SC, Mn, TSS, Fe	0.77
TM4	SC, TSS	0.97
TM1/3	SC, Mn, TSS, Fe	0.53
TM2/3	SC, Mn, TSS, Fe	0.79
PCB1	SC, Mn, TSS, Fe	0.75
PCB2	Fe, SC, TSS, Mn	0.86

Tabla 3.8⁵⁹

Resultados de regresión múltiple para el 11 de agosto de 1987.

Variable Dependiente	Variabes del Modelo en Orden de Inclusión	Coefficiente de Determinación (r²)
TM1	Fe, TSS, CH, SC, Mn	0.63
TM2	Mn, Fe, SC, TSS, CH	0.76
TM3	Mn, CH, Fe, TSS	0.71
TM4	Fe, SC, TSS, CH	0.59
TM1/3	Fe, Mn, SC, CH, TSS	0.65
TM2/3	SC, Mn, TSS, CH, Fe	0.84
PCB1	Fe, Mn, CH, TSS, SC	0.61
PCB2	SC, Fe, TSS, Mn	0.89

Se observaron elevados coeficientes de correlación entre los parámetros de calidad del agua y los datos digitales TM. Con marea alta (9 de septiembre de 1986), el agua de mar predominó en la bahía y se encontró significativa correlación entre la profundidad del disco Secchi (SC), sólidos totales en suspensión (TSS), temperatura (T), y salinidad (SA). Éstos estuvieron también bien correlacionados con los datos TM.

Para las condiciones de marea baja (11 de agosto de 1987), predominó agua fresca en la bahía y las correlaciones significativas entre Fe, Mn, y T, fueron encontradas. SC y TSS estuvieron también significativamente correlacionadas. Fe y Mn mostraron correlaciones significativas con los datos del TM, especialmente con un componente principal resultante en la banda 2 (PCB2). SC presentó significación, pero baja correlación con los datos TM. T y TM6 estuvieron bien correlacionados. SC no estuvo significativamente correlacionado con los datos TM. El 9 de septiembre SC mostró ser el único parámetro de calidad del agua que explicó mejor la variabilidad de todas las bandas TM consideradas, excepto la PCB2; las condiciones marinas en estas fechas fueron expresadas por significativa y elevada correlación entre SC, TSS, SA, y T. El 11 de agosto, Fe y Mn fueron los parámetros de calidad del agua que mejor describieron la variabilidad de todas las bandas TM consideradas, excepto

TM2/3 y PCB2; la mezcla de diferentes aguas frescas en esta fecha fue expresada por la ausencia de correlaciones entre todos los SC, TSS, SA, y T.

3.2.6 Determinación de los cambios de la concentración de clorofila en el Lago Garda utilizando un código de transferencia radiactiva basado en una imagen de las imágenes del Landsat TM, por PA Brivio, C. Giardino, Zilioli E.

La distribución de la concentración de clorofila en el lago Garda (Italia) fue estimada utilizando datos adquiridos del Mapeador Temático (TM) Landsat en febrero de 1992 y marzo de 1993. En este trabajo fue utilizada una aproximación semi-empírica de relativa reflexión espectral TM atmosféricamente corregida con mediciones *in situ* a través de análisis de regresión. Los parámetros limnológicos fueron medidos cerca de las fechas de las imágenes TM; algunas de las mediciones hechas *in situ* se utilizaron para definir algoritmos relacionados con las mediciones de la concentración de clorofila en la reflexión de la superficie del agua y las otras dos fueron usadas para validar el resultado del modelo predictivo. Los modelos desarrollados, tuvieron mejor desempeño cuando las concentraciones fueron más altas que 3.0 mg m^{-3} , y éstas fueron utilizadas para mapas de concentraciones de clorofila a través del lago. Mapas de distribución espacial de concentraciones de clorofila y cambios de concentración fueron producidos con intervalos de contornos (curvas) de 1 mg m^{-3} .

En esta investigación fue aplicado un método de transferencia radiactiva integralmente basado en imagen, desarrollado por el recuperador automático de superficies de reflexión de las imágenes TM (Gilbert y otros, 1994), en el análisis de dos escenarios Landsat 5 TM a fin de determinar la distribución espacial de clorofila en el lago Garda.

El lago Garda es la cuenca más grande de agua fresca en Italia y uno de los más importantes lagos de la comunidad Europea localizado al norte de Italia. Este lago está incluido en el distrito lacustre sub-alpino, caracterizado por la presencia de muchos grandes lagos (el Como, el Maggiore, etc.). Estos lagos cubren una superficie de 368 km^2 y contienen un volumen de agua de 49 km^3 . El lago Garda es capaz de afectar el micro clima de sus alrededores con clima Mediterráneo. Más allá de la agricultura e industria, su principal relevancia económica está ligada a la recreación, ya que el área es visitada anualmente por más de 15 millones turistas (Pasini 1992).

De acuerdo a la clasificación trófica de la OECD, Organización de la Cooperación y Desarrollo Económico, el lago Garda puede ser clasificado como un lago natural oligotrófico, pero está actualmente en los límites bajos del mesotrófico (Salmaso y Cordella 1994).

Tabla 3.9⁶⁰
Morfología del lago Garda (Chiaudani and Premazzi 1990).

Área del lago [km²]	368.0
Volumen [km³]	49.03
Profundidad máxima [m]	350.0
Profundidad promedio [m]	133.0
Ancho máximo [km]	16.0
Longitud de la línea costera [km]	165.0
Tiempo de residencia del agua [años]	26.6

Existen nueve estaciones administradas por la Agencia de Protección Ambiental de la Región Veneto y Trentino, cinco de ellas (Región Veneto) fueron usadas para la regresión, y las otras (Región Trentino) se usaron para evaluar los resultados de la regresión.

Tabla 3.10⁶¹
Resumen de los límites propuestos para definir los diferentes estados tróficos del agua con respecto a los principales indicadores bio-químicos y físicos de acuerdo a la OECD (Vollenweider y Kerekes 1982).

Estado trófico	Profundidad del Disco Secchi [m]		Concentración de clorofila [mg m ⁻³]		Concentración de fósforo [mg l ⁻¹]
	Promedio	Máximo	Promedio	Máximo	Promedio
Ultra-oligotrófico	≥12	≥6	≤1	≤2.5	≤4
Oligotrófico	≥6	≥3	≤2.5	≤8	≤10
Mesotrófico	6-3	3-1.5	2.5-8	8.25	10-35
Eutrófico	3-1.5	1.5-0.7	8-25	25-75	35-100
Iper-eutrófico	≤1.5	≤0.7	≥25	≥75	≥100

Fueron utilizadas las reflexiones normalizadas corregidas atmosféricamente en las bandas TM 1 (ρ_{TM1}) y 3 (ρ_{TM3}), utilizando la reflexión en la banda TM 2 (ρ_{TM2}), en el análisis de regresión con los valores de la concentración de clorofila medidos de acuerdo a la siguiente relación:

$$Chl = 9.82 \times \rho_{TM1} - \frac{\rho_{TM3}}{\rho_{TM2}} \dots \dots \dots (3.13)$$

⁶⁰ BRIVIO P.A., GIARDINO C., ZILIOI E., *Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images*, International Journal of Remote Sensing, 22:2, 2001, 490.

⁶¹ BRIVIO P.A., GIARDINO C., ZILIOI E., *Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images*, International Journal of Remote Sensing, 22:2, 2001, 491.

Tabla 3.11⁶²

Mediciones de los valores de concentración de clorofila en las estaciones de muestreo usadas en el análisis de regresión (P. Cordella, Personal comunicación, 1994).

Estación	10 de febrero 1992		6 de abril 1993	
	Hora	Concentración de clorofila [mg m ⁻³]	Hora	Concentración de clorofila [mg m ⁻³]
1-Lazise	10:10	3.20	17:20	4.83
2-Bardolino	16:45	2.60	15:48	3.01
3-Torri	15:05	2.10	14:45	6.01
4-Marniga	13:55	2.20	13:10	4.47
5-Malcesine	12:10	1.9	12:00	5.92

La ecuación 3.13 provee el coeficiente de determinación más alto ($r^2 = 0.818$) para la imagen adquirida en marzo de 1993, cuando la más alta concentración de clorofila fue medida ($>3.0 \text{ mg m}^{-3}$). En este caso el error de la raíz cuadrada media (RMSE) fue 0.374. La precisión de este modelo en predecir las concentraciones de clorofila en el lago Garda fue evaluado utilizando valores de la concentración de clorofila medidos en el segundo muestreo limnológico de marzo 23 de 1993 y 7 de abril de 1993. Los resultados de este análisis son presentados en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12⁶³

Comparación entre los valores de concentración de clorofila medidos y modelados [mg m⁻³] desde la imagen de reflexiones corregidas atmosféricamente del 28 de marzo de 1993, mediante la ecuación 3.13. Δ es la diferencia entre mediciones *in situ* y los valores estimados por los sensores remotos.

Estación	Concentración de clorofila [mg m ⁻³]		
	Medido	Modelado	Δ
d-Cisano (23 marzo)	5.6	5.34	0.26
c-Toscolano (23 marzo)	7.2	6.04	1.16
b-Assenza (23 marzo)	5.8	5.50	0.30
a-Riva (7 abril)	6.0	5.62	0.38

La siguiente relación dio $r^2 = 0.677$ y $\text{RMSE} = 0.485$.

$$\ln \text{clorofila} = 0.52 \ln \rho_{TM1} - 0.79 \ln \rho_{TM2} \dots \dots \dots (3.14)$$

donde la clorofila está en mg m^{-3} . La ecuación 3.14 fue validada utilizando concentraciones de clorofila medidas el 3 de febrero de 1992.

Para febrero de 1992 el lago Garda puede ser clasificado como oligotrófico debido a que el 97.26 % de la superficie del lago presenta valores de concentración de clorofila más bajos que 2.5 mg m^{-3} . Para marzo de 1993, el lago Garda puede ser

⁶² Ibidem, pág. 495.

⁶³ Ibidem, 496.

clasificado como mesotrófico ya que el 99.58% de la superficie del agua presenta valores de concentración de clorofila en el rango de 2.5 a 8 mg m⁻³.

Tabla 3.11⁶⁴

Extensión aérea en porcentaje de clases de concentración de clorofila calculado en escenarios del Landsat TM de 1992 y 1993.

Concentración de clorofila [mg m⁻³]	22 de febrero de 1992 [%]	28 de marzo de 1993 [%]
<1	-	-
1-2	42.18	-
2-3	57.49	4.17
3-4	0.33	47.25
4-5	-	48.50
5-6	-	0.08
>6	-	-

⁶⁴ Ibidem, 498.

4. CASO ESTUDIO: PRESA VALLE DE BRAVO

La Presa Valle de Bravo se encuentra al poniente del Estado de México, a 85 km de la Ciudad de Toluca. El embalse de Valle de Bravo es un cuerpo de agua creado con propósitos hidroeléctricos y que en la actualidad aporta 6 m³/s al caudal del Sistema Cutzamala, el cual abastece parte de la Ciudad de México; también sirve como vaso regulador de avenidas y como destino ecoturístico. El embalse forma parte de la cuenca Valle de Bravo-Amanalco, la cual se extiende 61,548.47 hectáreas e incluye la mayor parte del municipio de Valle de Bravo, Amanalco y superficies menores de Donato Guerra, Villa de Allende y Villa Victoria.

Esta cuenca cuenta con distintos usos de suelo, entre ellos: bosque (33,631.92 ha), agricultura (20,676.27 ha), pastizal (4,395.93 ha), agua (1,779.45 ha), y zona urbana (1,064.90 ha). La superficie utilizada para la agricultura tiene gran importancia, ya que debido a su importante tamaño, aporta significativamente nutrientes y sedimentos que terminan en el embalse y aceleran el proceso de eutrofización contribuyendo con la disminución del volumen útil del embalse, así como contaminando y disminuyendo la calidad del agua.

El clima de la región es típico del Altiplano Mexicano: árido en invierno, húmedo y lluviosos en el verano. Toda la cuenca cuenta con cauces perennes de agua proveniente de manantiales. Éstos suelen contaminarse por descargas de aguas residuales, detergentes, productos de agricultura, y sedimentos originados por la erosión de la cuenca.

Existen principalmente siete corrientes que desembocan al embalse de Valle de Bravo: Río Amanalco (subcuenca: 227.9 km²), Río Molino (subcuenca: 155.92 km²), y los arroyos Yerbabuena o Santa Mónica (microcuenca: 227.9 km²), Las Flores (subcuenca: 21.62 km²), El Carrizal (microcuenca: 30.38 km²), San Diego (microcuenca: 40.19 km²), y Laderas (microcuenca: 3.4 km²). El resto de las descargas provienen de diferentes fuentes: debido a la *piscicultura*⁶⁵ ya que los desechos generados por los peces contribuyen a la contaminación del embalse. Debido a las zonas sin drenaje que pueden o no contar con fosas sépticas, existen descargas o infiltraciones de aguas residuales contaminadas al embalse o los ríos que desembocan en el mismo. En la *Figura 4.1*⁶⁶ se pueden ver las diferentes descargas que desembocan en el embalse de la Presa Valle de Bravo.

El vaso de la presa tiene una superficie de 2,900 hectáreas y cuenta con una capacidad de almacenamiento de 457 millones de metros cúbicos. La profundidad

⁶⁵ La definición de esta expresión se puede ver en el glosario de términos.

⁶⁶ SEPÚLVEDA HIROSE, Rodrigo Takashi. "Diseño de Modelos de Calidad del Agua Mediante el Uso de la Percepción Remota", Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2011.

promedio del embalse es de 21 metros aunque se alcanza una profundidad máxima de 29 metros cerca de la cortina. Esta presa ha disminuido su capacidad de almacenamiento un 21% desde su construcción debido al azolve por erosión y descarga de nutrientes. La erosión es a su vez provocada por la deforestación y las prácticas agrícolas mal empleadas.

La pérdida de suelos en la cuenca muestra tasas de erosión de 44 toneladas por hectárea al año en el cultivo de maíz, esto es, casi 4 veces más arriba de la erosión permisible en un manejo ambiental sano, que es de 12 toneladas por hectárea anualmente.

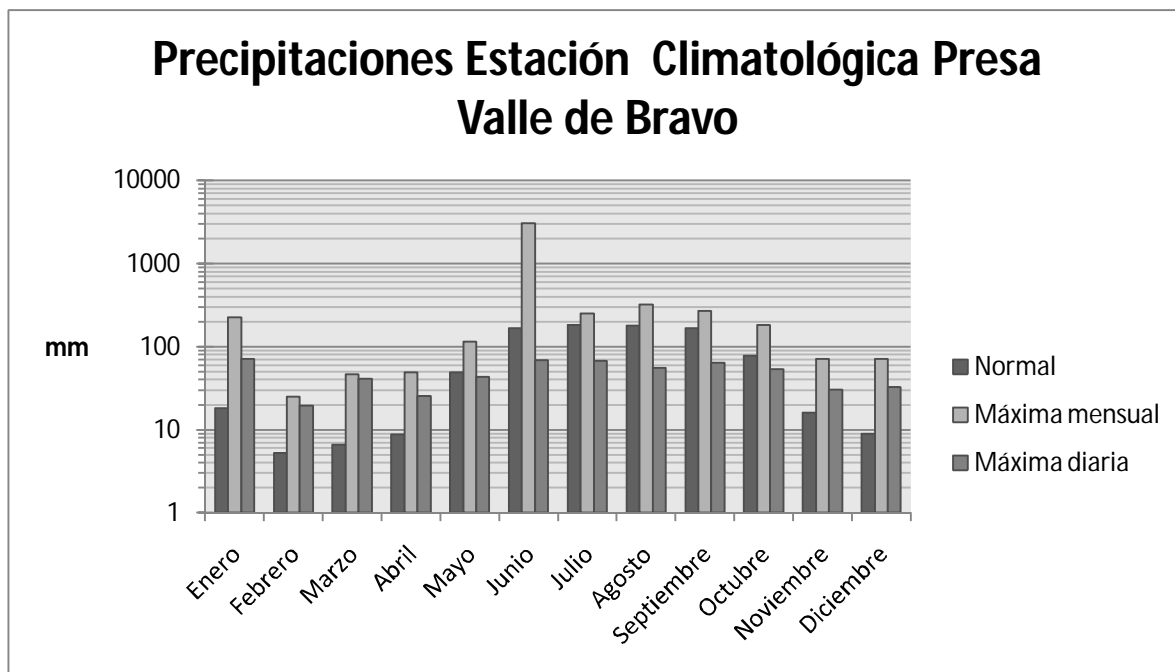
Para controlar este problema, se ha propuesto el uso de la técnica de Milpa Intercalada con Árboles Frutales (MIAF), que conserva el suelo y evita la erosión; aunque esta técnica se ha instaurado solo en 40 hectáreas de 10 localidades de la Cuenca. Por otro lado, se han construido presas de gavión en varios de los afluentes de la presa, los cuales detienen el azolve acarreado –pero no disminuyen la erosión.

Una de las medidas cruciales en el combate a la erosión es el minimizar el corte de árboles, puesto que las raíces de los mismos detienen el suelo. Por ello, es necesario promover el aprovechamiento forestal sustentable, la reforestación y el respeto a los árboles en los predios urbanizables –donde se deben aprovechar los claros existentes y dejar el arbolado natural fuera del área permitida para construcción.

La CONAGUA opera una estación climatológica en la cortina de la presa, la cual proporciona datos constantes sobre las precipitaciones puntuales; así mismo, es la CONAGUA quien controla y regula el almacenamiento y la extracción de agua de la presa como parte del Sistema Cutzamala.

En el periodo 2002-2007, los años 2003 y 2006 fueron los de mayores precipitaciones (con 1,000 mm en el 2003) y el 2002 el de menor precipitación. En los últimos 16 años el promedio anual fue de 928 mm. Los meses de mejor lluvia del año son de julio a septiembre. La siguiente gráfica muestra las precipitaciones normales de la estación Presa Valle de Bravo 15130⁶⁷:

⁶⁷ Normales Climatológicas, Estación: 15130, Presa Valle de Bravo (CFE), CONAGUA, datos contenidos en la Base de Datos Climatológica, a noviembre de 2011.



Gráfica 4.1

Precipitaciones de la estación en la Presa Valle de Bravo.

Según la CONAGUA (2006) once delegaciones y once municipios del Estado de México reciben agua procedente del Sistema Cutzamala:

Distrito Federal

- Álvaro Obregón
- Azcapotzalco
- Benito Juárez
- Coyoacán
- Cuajimalpa
- Cuauhtémoc
- Iztacalco
- Iztapalapa
- Magdalena Contreras
- Miguel Hidalgo

Estado de México

- Atizapán de Zaragoza
- Coacalco
- Cuautitlán Izcalli
- Ecatepec
- Huixquilucan
- Naucalpan
- Nezahualcóyotl
- Nicolás Romero
- Tlalnepantla
- Toluca

Al generar un modelo matemático de calidad del agua a través de la correlación de datos de campo e imágenes satelitales, se podrá vigilar la calidad del lago o embalse en estudio, por medio de imágenes satelitales futuras. Al establecer una metodología para generar estos modelos de calidad del agua mediante el uso de la percepción remota, en este caso del embalse de la presa Valle de Bravo, se contará con la información y el proceso de las diferentes etapas en su elaboración, para así

poder aplicarse en otros proyectos o mejoras. Por medio de este modelo, que se describirá a continuación, se podrán estimar algunos parámetros de calidad del agua del embalse, debido a que el modelo relaciona los datos que fueron recopilados en campo, en diferentes fechas, con las imágenes satelitales correspondientes.

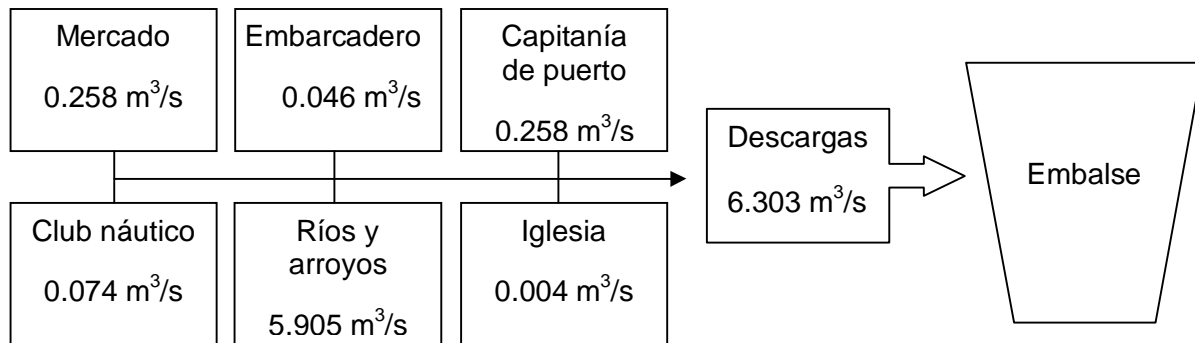


Figura 4.1⁶⁶
Principales descargas al vaso de la presa Valle de Bravo.

4.1 Metodología

Los modelos matemáticos pueden proporcionar valores de diferentes parámetros de calidad del agua en cualquier parte del embalse por medio de una imagen satelital, ya que éstos correlacionan la información satelital con los valores muestreados directamente. La metodología del estudio incluye: la selección del tipo de imágenes satelitales, la definición de las fechas de muestreo, el pre-procesamiento, procesamiento y análisis digital de las imágenes mediante software especializado para definir los sitios de muestreo y sus coordenadas geográficas que permitirán ubicarlos en el embalse con la ayuda de un GPS.

Teniendo claro cómo funciona la percepción remota, *Figura 3.1*, se prosigue al procesamiento de la información para generar un modelo matemático de calidad del agua, para poder monitorear, en nuestro caso, el embalse de la presa Valle de Bravo.

4.1.1 Recopilación y revisión de la información sobre el tema

Existen diversos trabajos que han estudiado la relación entre la calidad del agua y los datos obtenidos a través de imágenes satelitales en diferentes extensiones geográficas, como se menciona en el Capítulo 3. La recopilación de la información

del cuerpo en estudio debe ser constante para que se pueda conocer, interpretar e inferir integralmente el procedimiento más adecuado para poder generar un modelo matemático.

Los parámetros que se obtuvieron en los estudios previos son turbiedad, clorofila, temperatura, sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales, entre otros. Este tipo de evaluación de calidad en los cuerpos de aguas superficiales consiste en determinar indicadores de calidad en todo el cuerpo con base en sitios específicos de muestreo, aunque se debe tener en cuenta que los cuerpos de agua son heterogéneos, debido a descargas no puntuales.

Las propiedades ópticas del agua dependen de la concentración de sólidos suspendidos, fitoplancton y materia orgánica disuelta, por lo que éstos se pueden detectar por la región del espectro electromagnético que abarca la luz visible y la de infrarrojo. A partir de esto se pueden establecer relaciones entre parámetros de calidad del agua y la reflexión (reflectancia), debido a que la intensidad y color de luz cambia de acuerdo al volumen de agua y sus contaminantes.

4.1.2 Elección de plataformas y sensores

Las plataformas trabajan a diferentes alturas, por lo que se debe tener en cuenta, que existirán variaciones en la escala, resolución y cobertura espacial de los datos recolectados por los sensores.

Para elegir un sensor se debe tener en cuenta que éstos se diferencian por su número de bandas espectrales donde la interacción de las ondas electromagnéticas con las superficies y la atmósfera depende de la longitud de la onda. Se debe conocer la firma espectral del cuerpo en estudio, ya que ésta indica la manera en que se refleja la energía a distintas longitudes de onda, y se podrán elegir las bandas más convenientes para su estudio.

Para realizar análisis de calidad del agua se pueden utilizar varios tipos de imágenes satelitales, en este caso se utilizaron las imágenes Landsat TM y ETM+ ya que son las más adecuadas para evaluaciones de cuerpos de agua continentales, debido a su bajo o nulo costo, cobertura temporal y resolución espacial. Las imágenes IKONOS son también útiles para evaluaciones de pequeñas extensiones, aunque por su alto costo resultan inviables para los fines de este estudio.

Sensor	ETM + (Enhanced Thematic Mapper plus)																
Órbita	705 +/- 5 km (en el ecuador) sincronización solar																
Inclinación de órbita	98.2° +/- 0.15																
Tiempo de órbita alrededor de la Tierra	98.9 minutos																
Altitud	705 kilómetros																
Tamaño de escena	185 x 185 km																
Tiempo de cruce por el Ecuador	Descendente; 10:00 am +/- 15 min																
Tiempo de regreso	16 días (233 órbitas)																
Resolución Radiométrica	8 bits																
Resolución espacial	30 m; banda 6: 60 m (térmico); pan 15 m																
Resolución espectral	<table> <tr> <td>1 (Azul)</td> <td>0.450-0.515 μm</td> </tr> <tr> <td>2 (Verde)</td> <td>0.525-0.605 μm</td> </tr> <tr> <td>3 (Rojo)</td> <td>0.630-0.690 μm</td> </tr> <tr> <td>4 (IR próximo)</td> <td>0.775-0.900 μm</td> </tr> <tr> <td>5 (IR lejano)</td> <td>1.550-1.75 μm</td> </tr> <tr> <td>6 (Térmico lejano)</td> <td>10.40-12.5 μm</td> </tr> <tr> <td>7 (Térmico próximo)</td> <td>2.090-2.350 μm</td> </tr> <tr> <td>8 (pancromático)</td> <td>0.520-0.900 μm</td> </tr> </table>	1 (Azul)	0.450-0.515 μm	2 (Verde)	0.525-0.605 μm	3 (Rojo)	0.630-0.690 μm	4 (IR próximo)	0.775-0.900 μm	5 (IR lejano)	1.550-1.75 μm	6 (Térmico lejano)	10.40-12.5 μm	7 (Térmico próximo)	2.090-2.350 μm	8 (pancromático)	0.520-0.900 μm
1 (Azul)	0.450-0.515 μm																
2 (Verde)	0.525-0.605 μm																
3 (Rojo)	0.630-0.690 μm																
4 (IR próximo)	0.775-0.900 μm																
5 (IR lejano)	1.550-1.75 μm																
6 (Térmico lejano)	10.40-12.5 μm																
7 (Térmico próximo)	2.090-2.350 μm																
8 (pancromático)	0.520-0.900 μm																

Para este estudio se seleccionó la plataforma Landsat 7, debido a su resolución espectral, la accesibilidad para adquirir las imágenes, su compatibilidad con imágenes del Landsat 5 para futuras comparaciones históricas, además de que ya se ha utilizado esta plataforma anteriormente para estudios relacionados, en otros países. Cada imagen está compuesta por 8 bandas espectrales, 7 en distintos ámbitos del espectro electromagnético y una más es pancromática. Este satélite da 14 vueltas a la Tierra diariamente, cubre la totalidad del planeta en 16 días y tiene una órbita heliosíncrona, es decir, siempre pasa a la misma hora por un determinado lugar. Las características más importantes del satélite Landsat 7 se muestran en la *Tabla 4.2*⁶⁸.

4.1.3 Fechas de muestreo y adquisición de imágenes

Se debe prever que el paso del satélite no difiera en más de 24 horas respecto al muestreo en campo, por lo que se debe saber el calendario de paso del satélite por la zona de interés. De preferencia las imágenes deben ser de alta calidad, libres de nubosidad y en verano. Las imágenes LANDSAT se pueden adquirir directa y gratuitamente del servidor de la USGS (United States Geological Survey), a través de la aplicación Java USGS Global Visualization Viewer (Visualizador Global de la USGS).

4.1.4 Procesamiento de imágenes y determinación de sitios de muestreo

⁶⁸ SEPÚLVEDA HIROSE, Rodrigo Takashi. "Diseño de Modelos de Calidad del Agua Mediante el Uso de la Percepción Remota", Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2011.

Los sensores detectan el resplandor medio proveniente de una parte del terreno equivalente al tamaño de un pixel, dándole un valor numérico en cada banda del espectro llamado Nivel Digital (ND). El nivel digital depende directamente de la resolución radiométrica del sensor, es por esto que entre mayor sea la resolución radiométrica, mejor es la interpretación de la imagen.

Los datos capturados por los sensores deben ser procesados en un software de SIG para ser incorporados a un SIG o software de PT; este proceso se divide en cuatro etapas:

1. El pre-procesamiento de la imagen es donde se corrigen los errores radiométricos y geométricos. Las correcciones geométricas son debidas al sensor o a variaciones del terreno y las correcciones radiométricas son para fallas en el funcionamiento de los detectores y efectos atmosféricos en las imágenes.
2. Las mejoras o transformaciones de la imagen se aplican para optimizar el análisis digital y proporcionar herramientas visuales que resaltan los aspectos más importantes detectables a simple vista.
3. La clasificación es donde los pixeles se asignan a clases espectrales o informacionales.
4. La post-clasificación es donde se mejora la apariencia visual final de las imágenes ya clasificadas.

Para que sean más evidentes los rasgos de interés de una imagen satelital, se utilizan diferentes técnicas para aprovechar la flexibilidad de la fotografía digital para realzar y retocar las imágenes. Una imagen está formada por componentes de frecuencia que varían de bajas frecuencias a altas frecuencias. Las frecuencias espaciales altas se presentan cuando prevalecen transiciones rápidas de brillo; en cambio, las transiciones de brillo que cambian lentamente representan bajas frecuencias. Las técnicas se diferencian como no destructivas, debido a que no alteran la imagen original, y las destructivas que generan un nuevo conjunto de datos.

La atmósfera influye sobre la radiación solar antes de que ésta llegue a un objeto y también existe antes de que la radiación solar reflejada o emitida por el objeto sea captada por el sensor. Esta influencia se manifiesta a través de la absorción debido a la atenuación de la radiación para algunas longitudes de onda por vapor de agua,

CO₂ y O₂, y a la dispersión, la cual es causada por la interacción entre la radiación y los gases, partículas o gotas de agua presentes en la atmósfera.⁶⁹

Para efectuar un muestreo representativo en los embalses, conviene basarse en el conocimiento respecto a las descargas que se encuentran en el embalse. Se debe de tener en cuenta que la firma espectral del agua pura se ve alterada si contiene contaminantes.

Los pixeles de las imágenes pueden ser agrupados en racimos de forma automatizada por un software cuando presentan correlación entre ellos. De esta manera, se pueden determinar diferentes sitios de muestreo. En este caso se utilizó el software IDRISI Andes, un programa de percepción remota con funciones adecuadas para este trabajo de investigación. Se deben despreciar las familias de racimos con un número de pixeles agrupados no representativo, a comparación de todas las familias. Cada grupo indica una zona con reflexiones similares, por lo que conviene proponer algunos sitios de muestreo en cada familia de pixeles, como se muestra en la *Figura 4.3*⁷⁰.

Al contar con las imágenes que se van a procesar, se deben hacer algunos recortes en ellas a fin de manejar menor información y facilitar los cálculos al programa. Se debe evitar que en las fechas de los muestreos exista nubosidad, ya que la imagen se puede ver afectada, imposibilitando el análisis de ésta. La ubicación de los sitios de muestreo se puede ver influenciada por diferentes factores que causan la heterogeneidad del vaso, como los son la cercanía del sitio de muestreo al embarcadero, zonas urbanas y desembocadura de ríos y arroyos al embalse. Se proponen varios sitios de muestreo para asegurar que los sitios, por el barrido móvil que se presenta en este tipo de imágenes, no afecten el número de datos que se analizarán. Al determinar los sitios de muestreo mediante el uso de una técnica de clasificación no supervisada, es posible extraer más información del embalse a partir de la imagen resultante, siendo ésta la *Figura 4.3*. A partir de estas imágenes es más fácil comparar entre las diferentes épocas a analizar; es importante señalar que la primera campaña se realizó durante la época de estiaje, el 25 de abril del 2010, y la segunda a finales de la época de lluvias, 2 de octubre del 2010, con el objeto de obtener datos de las dos condiciones predominantes durante todo el año y así poder generar los modelos.

⁶⁹ Vázquez, Alba. "Evaluación de la Calidad del Agua Mediante Percepción Remota", Tesis para obtener el grado de Maestra en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2000.

⁷⁰ SEPÚLVEDA HIROSE, Rodrigo Takashi. "Diseño de Modelos de Calidad del Agua Mediante el Uso de la Percepción Remota", Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2011.



Figura 4.3⁶⁹
Sitios de muestreo propuestos.

4.1.5 Procesamiento para la obtención de datos de entrada para el modelo y generación de mapas de salida del mismo

Las dos fechas de muestreo determinadas proporcionaron valiosa información para la generación de los modelos. La primera campaña se llevó a cabo el 25 de abril del 2010 (época de estiaje) y la segunda el 2 de octubre del mismo año (época después de las lluvias), donde se muestrearon 50 sitios, obteniendo parámetros básicos, donde, en 6 de ellos, escogidos previamente cercanos a las descargas, se determinaron parámetros extra (coliformes totales y fecales, DBO, Fosfatos, Nitratos, Nitrógeno Amoniacal). Se realizó una tercera campaña de muestreo el 26 de marzo del 2011, para realizar algunas comprobaciones, una vez generado el modelo.

Las gráficas que muestran isolíneas de concentraciones de diferentes parámetros son muy útiles para compararlos de forma simultánea y tener una idea de la distribución espacial que caracteriza al embalse. Esto se logró con la ayuda del programa Surfer 8, que efectúa distintas interpolaciones a partir de la lectura de datos ingresados como tríadas (X, Y, Z); siendo (X, Y) las coordenadas espaciales y (Z) el parámetro correspondiente de calidad del agua. Las diferentes gráficas se muestran en las Figuras 4.4, 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, y 4.10⁷¹.

⁷¹ SEPÚLVEDA HIROSE, Rodrigo Takashi. "Diseño de Modelos de Calidad del Agua Mediante el Uso de la Percepción Remota", Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2011.

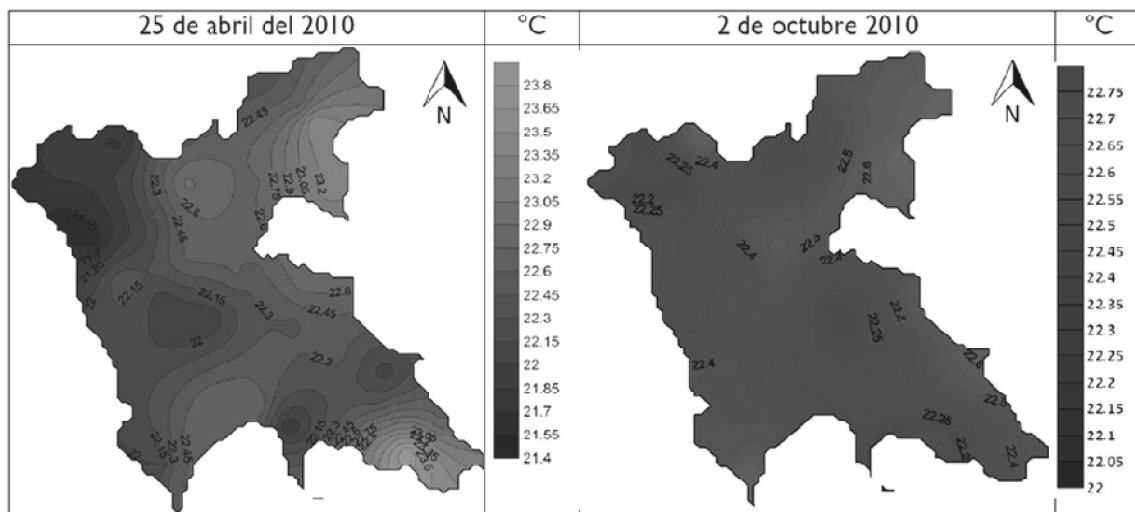


Figura 4.4⁷⁰
Distribución espacial de la temperatura.

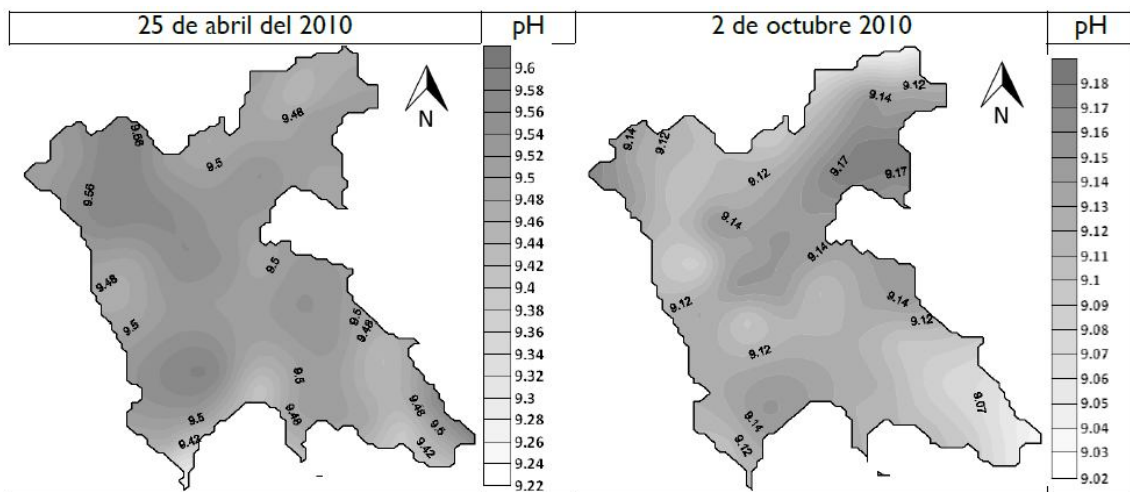


Figura 4.5⁷⁰
Distribución espacial del potencial de Hidrógeno.

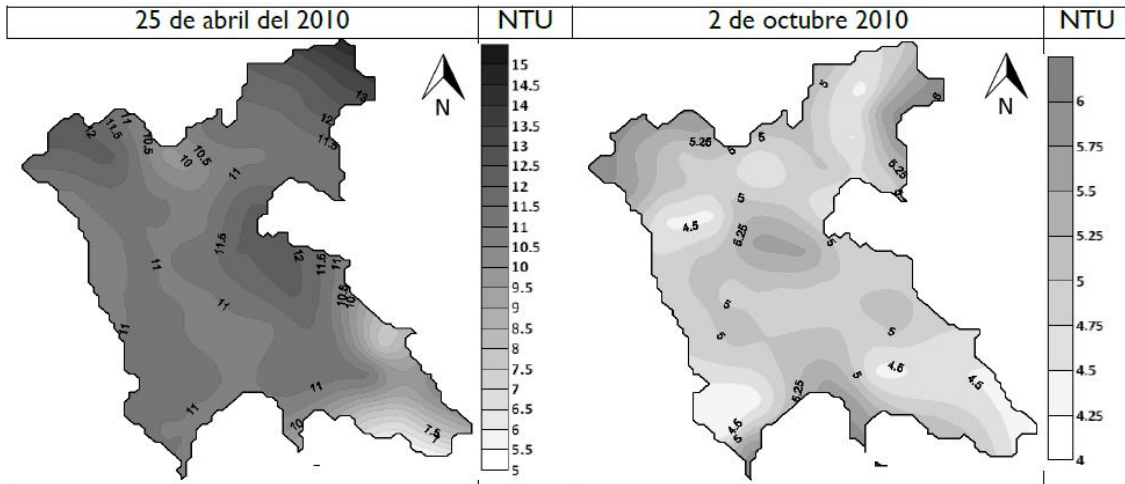


Figura 4.6⁷⁰
Distribución espacial de la turbiedad.

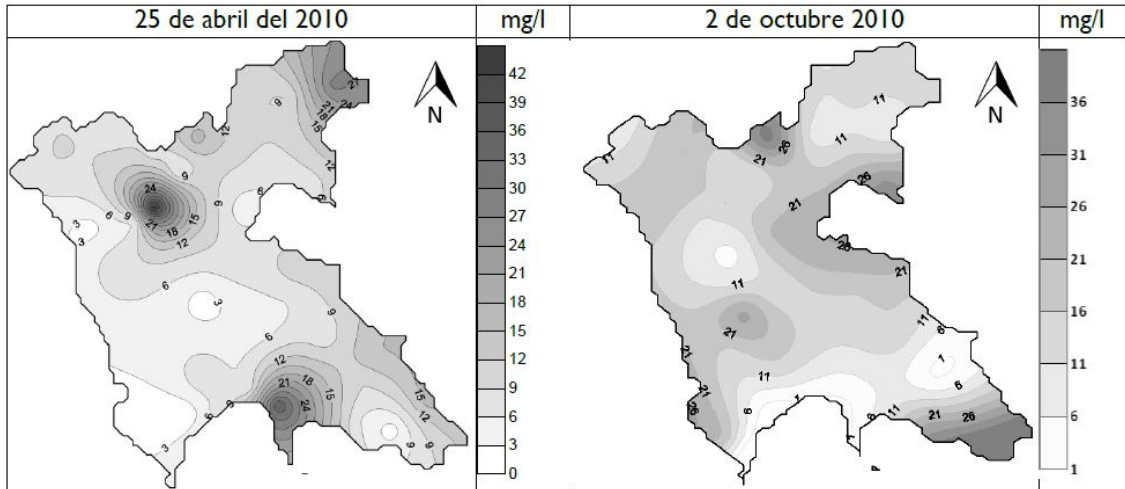


Figura 4.7⁷⁰
Distribución espacial de los Sólidos Suspendidos Totales.

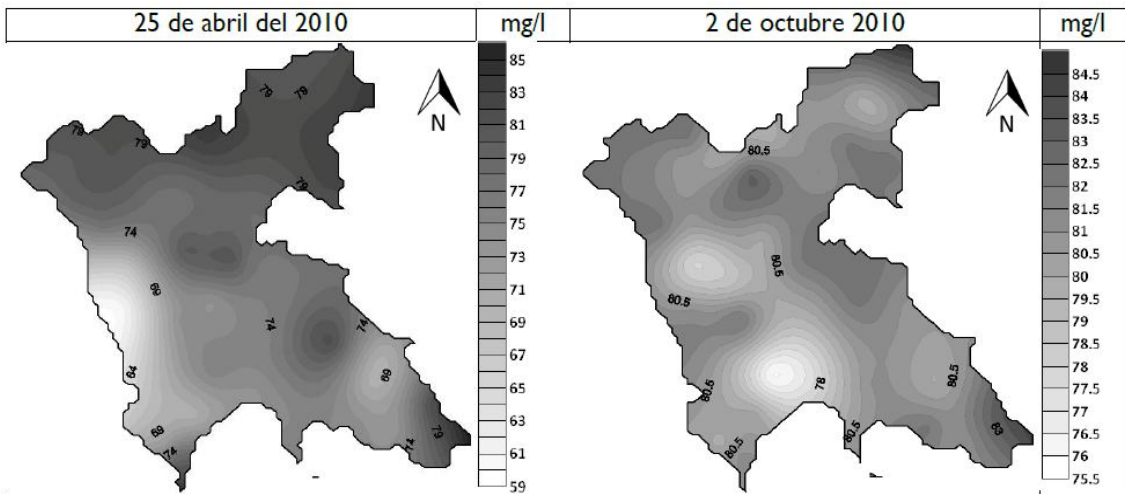


Figura 4.8⁷⁰
Distribución espacial de los Sólidos Disueltos Totales.

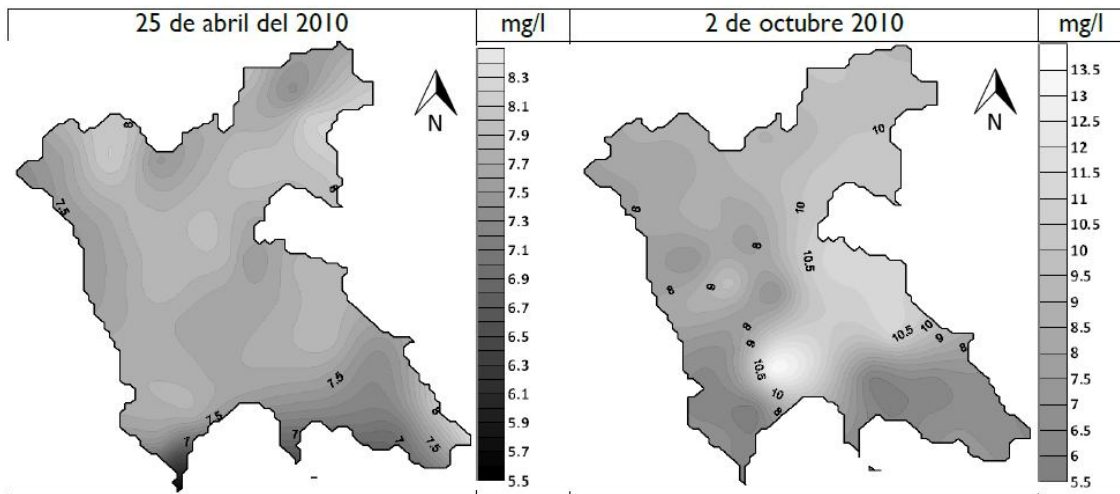


Figura 4.9⁷⁰
Distribución espacial del Oxígeno Disuelto.

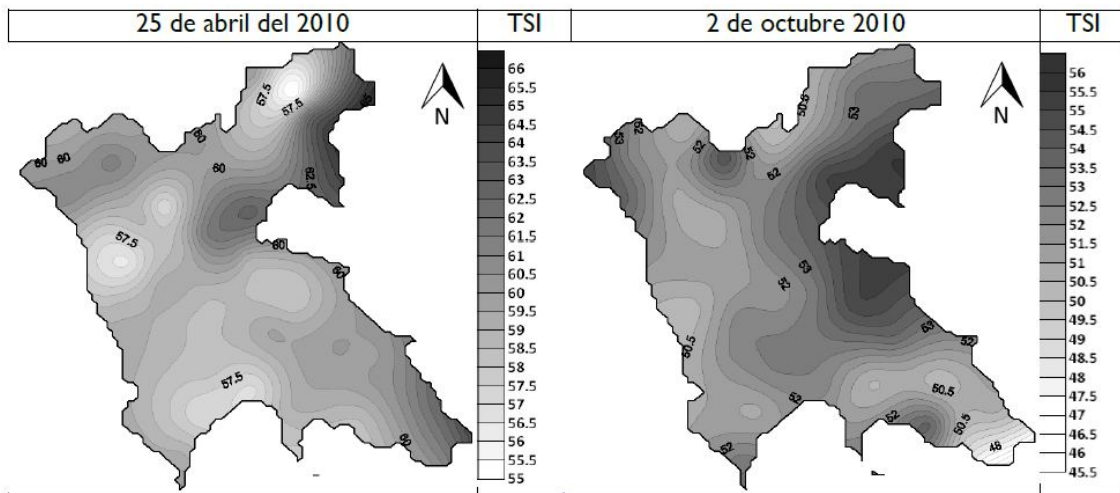


Figura 4.10⁷⁰
Distribución espacial del Índice de Estado Trófico.

4.1.6 Generación de modelos matemáticos de calidad del agua a través de la correlación de datos de campo e imágenes satelitales.

Para estimar la calidad del agua se desarrolló un algoritmo por medio de la reflexión (reflectancia) en bandas de imágenes Landsat ETM+. Para este trabajo se buscó obtener modelos cuya finalidad es determinar tres parámetros:

- Índice de Estado Trófico, con ayuda de la Profundidad del Disco de Secchi (PDS)
- Turbiedad

- Sólidos Disuelto Totales

Mientras más grande sea la PDS, el agua es menos turbia; así como, si el IET es mayor, el agua es más turbia.

Carlson en 1977 relacionó la profundidad del disco Secchi con un valor para dar una idea del estado trófico de un cuerpo de agua, siendo éste el IET. Este parámetro se relacionó con la población de algas en un cuerpo de agua, por medio de la dependencia entre la penetración de la luz en el cuerpo de agua y el crecimiento de estas algas.

Existen tres diferentes índices del estado trófico: en función de la turbiedad mediante la PDS, la clorofila y el fósforo total. Para el caso en estudio únicamente se observó la penetración de la luz en el agua, de esta manera la PDS se consideró como la variable dependiente del modelo buscado. Las variables independientes se fueron buscando por medio de combinaciones lineales entre el conjunto de reflexión obtenido en las diversas bandas del satélite Landsat 7.

De las distintas bandas del satélite Landsat 7 se obtiene un conjunto de reflexiones (reflectancias) las cuales se deben ajustar a través de factores como la distancia de la tierra al sol en unidades astronómicas, la calibración de cada una de las bandas del satélite Landsat 7, el resplandor (irradiancia) exoatmosférica solar media y el ángulo del cenit solar. Evidentemente es necesario determinar cada uno de estos factores a fin de poder calcular la corrección de las reflexiones.

Una vez obtenidos los valores de las reflexiones se hacen pruebas con combinaciones de los datos de las bandas con el objeto de determinar los modelos de regresión lineal más adecuados así como las bandas con información más significativa. En este caso se utilizó el software Statplus, un programa estadístico que permite procesar esta información.

Los modelos de regresión lineal múltiple consisten en relacionar una serie de variables explicativas con una variable dependiente que se desea estimar. La siguiente ecuación representa un modelo de regresión múltiple:

$$y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_nx_n \dots \dots \dots (4.1)$$

Donde y es la variable dependiente, β_i son los coeficientes de cada una de las variables explicativas (coeficientes de regresión), y x_i son las variables explicativas.

Se requiere también determinar la variación de la superficie del embalse cuando menos en dos épocas del año (estiaje y lluvias); esto se lleva a cabo mediante un

filtro Sobel. Un criterio para determinar el modelo más adecuado consiste en que el índice de concordancia sea el máximo y el número de bandas utilizadas sea el mínimo. Para el caso en estudio del embalse de Valle de Bravo se obtuvieron los modelos siguientes, donde el índice de concordancia fue el máximo y el número de bandas utilizadas el mínimo:

Índice de Estado Tráfico (*IET*).

$$IET = 51.466 - 92.645B_1 + 53.9B_2 + 75.42B_3 \dots \dots \dots (4.2)$$

Con un índice de concordancia de 0.873.

Turbiedad (*T*).

$$T = 2.808 + 42.961B_2 + 1.994B_4 \dots \dots \dots (4.3)$$

Con un índice de concordancia de 0.893.

Sólidos Disueltos Totales (*SDT*).

$$SDT = 92.218 - 102.538B_2 + 5.919 \frac{B_4}{B_2} \dots \dots \dots (4.4)$$

Con un índice de concordancia de 0.896.

Siendo B_1 , B_2 , B_3 , y B_4 los datos obtenidos por las diferentes bandas.

Se debe realizar una comprobación del modelo visitando el sitio y realizando un nuevo muestreo y determinando el error medio. Ya que al obtener los modelos para estos tres factores, se extrapolan a todo el embalse en cada una de las fechas del muestreo. Se obtuvo un error promedio entre los valores medidos y los calculados del IET de 4.01%, para los SDT fue de 1.91%, y finalmente para la turbiedad fue de 21.27%. Se hacen correcciones radiométricas de las imágenes con el propósito de generar una imagen en donde se represente un mapa con los valores obtenidos al aplicar los modelos en todo el embalse. Con la aplicación de las imágenes obtenidas del satélite Landsat 7 y la determinación del modelo predictivo se pueden analizar los resultados y de este modo saber la calidad del agua del embalse.

4.2 Modelos de calidad del agua con imágenes satelitales y datos de campo

Como se puede apreciar en este trabajo, los modelos de calidad del agua a partir de imágenes satelitales y datos de campo, se utilizan para determinar los sólidos disueltos totales, el índice de Estado Trófico y la turbiedad. Los parámetros que se pueden detectar mediante la percepción remota (PR) son algunos físicos y pocos químicos. Estos parámetros son los que alteran de alguna manera la firma espectral del agua, por lo que sus cambios son detectados por las distintas bandas del sensor del satélite.

Los parámetros físicos y organolépticos, como ya se mencionó en el Capítulo 1, se pueden medir mediante los sentidos o instrumentos de medición, y son los que influyen directamente en el aspecto del agua. La turbiedad mide la transparencia óptica o grado de opacidad del agua, producido por las partículas de materias en suspensión. La turbiedad varía en un cuerpo de agua debido a las descargas que se presentan en él, a los cambios de temperatura por su estratificación térmica, y por los ciclos biológicos que se llevan a cabo en el agua. Es por esto que, a partir de la turbiedad, se puede inferir la dinámica y calidad de un cuerpo de agua (Vázquez, 2000). Mientras mayor sea el valor PDS el agua tiene menor turbiedad y cuando el valor de IET es más grande el agua posee mayor turbiedad. Los sólidos son los residuos contenidos en el agua, obtenidos al evaporar y secar de manera estandarizada una muestra de ésta. Los sólidos suspendidos se detectan fácilmente mediante la PR, ya que incrementan la respuesta espectral del agua, sobre todo en la región visible del espectro electromagnético, y un poco en el espectro infrarrojo si es que se detectan considerables algas.

Al calcular a partir de una imagen satelital los tres parámetros de calidad del agua del embalse, por medio de los modelos obtenidos, se generan mapas de calidad representándolos. De esta manera se puede observar de forma inmediata y didáctica la distribución del parámetro graficado en cualquier punto del embalse. De igual manera es posible obtener diferentes mapas para cualquier imagen en cualquier época, pasada o futura. En estos mapas se pudo observar una disminución en la calidad del agua cerca de la zona del embarcadero y de la desembocadura del río Amanalco, lo cual comprueba la contaminación del embalse debido a diversas descargas de aguas residuales.

Se produjeron modelos de calidad del agua para los parámetros IET, SDT y Turbiedad a fin de utilizarlos como herramientas de vigilancia del embalse Valle de Bravo, de gran importancia en el sistema de abastecimiento de agua Cutzamala. Es recomendable periódicamente verificar el grado de ajuste de dichos parámetros para determinados tiempos. Cabe mencionar que los parámetros estudiados también se pueden utilizar como indicadores de problemas de contaminación del embalse.

Mediante la percepción remota es posible detectar sólo pocos parámetros; sin embargo, son suficientes para obtener una idea general sobre la degradación de la calidad del agua en el cuerpo de agua.

Al analizar los parámetros de calidad del agua obtenidos en las diferentes campañas, se observó una disminución de concentración de contaminantes durante la época de lluvias, por lo que es en época de estiaje cuando el agua del embalse de la Presa de Valle de Bravo se encuentra en sus peores condiciones. Aunque cabe aclarar que durante ambas épocas se encontraron incontables coliformes fecales y totales, lo cual es un verdadero inconveniente, considerando que este embalse se utiliza con fines recreativos, donde se tiene contacto directo con el agua, pudiendo presentarse contagios, enfermedades o daños a la salud.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Uno de los propósitos de los modelos matemáticos de calidad del agua es identificar los componentes negativos que reducen los usos del agua, de manera que se puedan aplicar las soluciones necesarias con el objeto de reducir o eliminar esos elementos indeseables y retornar a condiciones sanas y utilizables para las necesidades ecológicas y humanas de ese cuerpo de agua. De igual manera con la ayuda del modelo matemático se podrán observar los cambios positivos o negativos en el cuerpo de agua a través del tiempo.

La parte más importante de este proyecto es la metodología que se siguió para la generación del modelo matemático, ya que es ésta la que se puede utilizar en cualquier cuerpo de agua que se quiera vigilar por medio de imágenes satelitales. A fin de poder generar los modelos matemáticos por medio de esta metodología se necesita conseguir la información suficiente y adecuada de campo, del origen de los afluentes del cuerpo de agua en estudio, así como de éste mismo.

La utilización de sensores en la detección remota por medio de satélites permite identificar diversos componentes que de manera directa mediante trabajo de campo llevaría mucho tiempo y en muchos casos no sería posible obtener todos los muestreos deseados debido a la dificultad para su acceso. La detección remota satelital resuelve esta problemática. Incluso, no sólo la vigilancia mediante satélites sino, también, por medio de la colocación de sensores en aviones y helicópteros.

Debido a que los sensores de las plataformas satelitales son los encargados de captar la información transmitida en forma de energía electromagnética del área en estudio, es la plataforma la que se encarga de sustentar físicamente los sistemas necesarios para que los sensores funcionen correctamente. Las plataformas operan a diferentes alturas, por lo que se debe tener en cuenta que dependiendo de la altura de la plataforma, existirán variaciones en la escala, resolución y cobertura espacial de los datos recolectados. Los sensores se diferencian por su número de bandas espectrales (pancromáticos, multiespectrales o hiperespectrales), su resolución espacial (alta, mediana o baja), temporal (horaria, diaria, semanal, o frecuencia periódica de visita) y radiométrica (8, 12 ó 16 bits), así como por su aplicación (meteorológica, recursos de la tierra, etc.).

La radiación electromagnética se propaga a la velocidad de la luz directamente de la fuente al espacio libre o indirectamente por reflexión o dispersión al sensor. La interacción de las ondas electromagnéticas con las superficies y la atmósfera depende de la frecuencia, o longitud de onda, de éstas mismas; por lo que se caracterizan dentro del espectro electromagnético al utilizarse en percepción remota. La firma espectral de un cuerpo es la manera en que éste refleja la energía

a distintas longitudes de onda. Es por ello que al conocer la firma espectral de una superficie u objeto es más fácil analizarla y seleccionar las bandas más convenientes para su estudio.

Al obtener las condiciones de calidad del agua en las que se encuentra el embalse, en cualquier tiempo, se puede relacionar y mostrar la influencia que tiene la topografía y extensión superficial del suelo destinado a uso agrícola con la cantidad de sólidos en suspensión y sólidos disueltos en el embalse. Asimismo, su contribución a la disminución de la vida útil del embalse debido a que los sólidos suspendidos y disueltos aceleran el proceso de eutroficación. De la misma manera se podría determinar otro modelo para predecir el tiempo en que tardará el embalse en azolverse, considerando los parámetros incidentes así como otras teorías.

Por tal motivo, es recomendable la utilización de sensores remotos (teledetección) a fin de obtener los parámetros necesarios a partir de modelos matemáticos específicos que permitan identificar y vigilar todos los cuerpos de agua contaminados posibles, junto con sus respectivas cuencas; y se puedan tomar las medidas necesarias para corregirlos. El agua ya sea para uso agrícola, ganadero o consumo humano, es indispensable mantenerla de acuerdo con los requerimientos de la naturaleza de manera que desde la perspectiva ecológica no se degrade tanto el cuerpo de agua como su entorno. La vida silvestre es indispensable para la supervivencia de la especie humana y mantener los cuerpos de agua acordes con la naturaleza le permitirá a la vida en todas sus manifestaciones continuar en armonía con ella.

Por esta razón cobra mayor importancia la vigilancia de los embalses y en general de las cuencas, con el objeto de mantenerlos sanos, sin contaminantes, y procurando que sobrevivan la explotación extraordinaria a que son sometidos por los humanos, pero en condiciones saludables desde el punto de vista ecológico. Son las generaciones futuras las que deben también aprovechar los recursos de agua en condiciones semejantes o mejores a como los estamos conociendo y disfrutando las generaciones actuales.

Al contar con datos climáticos o meteorológicos continuos de estaciones, se pueden afinar los modelos matemáticos para que éstos faciliten un mejor control y supervisión del embalse e inclusive se podrán generar nuevos modelos que consideren estos datos climatológicos de la región y se generen resultados aún más representativos de la realidad.

Al lograr correlacionar los datos de campo con las imágenes satelitales se abre la puerta y se crea una invitación a la generación de diferentes propuestas e

hipótesis científicas o sociales a desarrollar para seguir relacionando éstos diversos parámetros y otros comportamientos a partir del trabajo realizado en este proyecto, el cual por medio de modelos matemáticos facilita el monitoreo de la calidad del agua a partir de imágenes satelitales. Este tipo de correlaciones, entre los datos de campo y los recibidos por los sensores satelitales, pueden ser generadas para diversos trabajos de monitoreo en otros sectores de investigación como lo son las áreas de cultivo, la atmósfera y su contaminación, detección de minerales, bosques, selvas, costas, entre otros más.

GLOSARIO

Aerobio: organismo que únicamente puede vivir o desarrollarse en un medio con oxígeno.

Anaerobio: organismo que puede vivir o desarrollarse en un medio sin oxígeno.

Advección: transporte horizontal de masa de agua por corrientes.

Amonificación: proceso en el que las bacterias transforman compuestos orgánicos nitrogenados en amoníaco, es una parte del ciclo del nitrógeno.

Autolisis: proceso que se desencadena en la célula desde el momento que deja de recibir un normal aporte de oxígeno o de nutrientes.

Autotrófico: organismos que no dependen de otros para nutrirse.

Banda espectral: medición de reflectancia que en diversas longitudes de onda muestran un comportamiento electromagnético similar.

Batimetría: medición de la profundidad del agua en varios lugares en un cuerpo de agua, representándose por un mapa.

Biósfera: sistema que abarca a todos los seres vivos de nuestro planeta y a su hábitat.

Cenote: depósito de agua manantial que se halla generalmente a cierta profundidad.

Complejo Enzima-Sustrato: es el complejo activado de una reacción enzimática. En este estado transitorio, la enzima y el sustrato se encuentran unidos, ya sea por atracciones electrostáticas, o inclusive, en algunos casos, covalentemente. Este complejo activado es reversible y transitorio.

Detrito: residuo, generalmente sólido permanente proveniente de la descomposición de fuentes orgánicas (vegetales y animales).

Endorreico: tipo de lago o cuenca lacustre cerrada en la que las aguas no tienen salida y se acumulan en ella, abandonando el sistema únicamente por infiltración o evaporación.

Epilimnio: es la capa superficial del embalse, rica en oxígeno.

Espectrómetro: aparato con el cual se puede analizar el espectro característico de un movimiento ondulatorio.

Estequiometría: es el cálculo de las relaciones cuantitativas entre reactivos y productos en el transcurso de una reacción química; se ve reflejado en el balance de moles en la reacción.

Estratificación: fenómeno producido como consecuencia de la distinta densidad que adquieren las diferentes capas de agua en un lago.

Eutroficación: proceso de crecimiento desmedido de algas y malezas acuáticas en las aguas, provocado por fosfatos y otros contaminantes vertidos a las aguas.

Fitoplancton: plancton vegetal, capaz de sintetizar su propio alimento.

Heterotrófico: organismos que dependen de otros organismos para nutrirse.

Hipolimnio: Agua por debajo de la termoclina en una masa de agua estratificada. Está fuera de la influencia de la superficie y tiene un gradiente de temperatura relativamente pequeño.

Macrófito: plantas acuáticas visibles a simple vista, entre las que se encuentran plantas vasculares acuáticas, microalgas, cianobacterias, etc.

Metalimnio o termoclina: es la franja de agua intermedia que separa la superficie del fondo. Se caracteriza por la caída exponencial y continua de temperatura hasta llegar al hipolimnio. Por norma general esta zona es bastante confortable para las carpas.

Morfología: el estudio de la forma de un organismo o sistema.

Morfometría: medición de la forma de un cuerpo de agua, siendo la geometría de éste.

Necton: organismos que cuentan con mecanismos de natación, que les permite desplazarse en sentido horizontal y vertical con absoluta independencia de las corrientes.

Nitrificación: es la oxidación biológica de amonio con oxígeno en nitrito, seguido por la oxidación de esos nitritos en nitratos.

Percepción remota: cualquier método de observación remota de la superficie terrestre, principalmente para fotografías aéreas; también conocida por teledetección.

Piscicultura: conjunto de actividades técnicas y conocimientos de cultivo de peces.

Plancton: organismos que viven suspendidos en el agua e independientes del fondo, por su débil capacidad de natación, no pueden superar los movimientos de las corrientes y son transportados pasivamente con ellas.

Planímetro: aparato de medición utilizado para el cálculo de áreas irregulares, mediante el trazado de su perímetro.

Producto: es el producto de la reacción.

Reaireación: renovación de los suministros de aire en capas más bajas del reservorio en orden de incrementar los niveles de oxígeno.

Reflectancia: capacidad de las superficies de reflejar la luz.

SIG: Sistema de Información Geográfica, integración de hardware, software y datos geográficos diseñada para capturar, almacenar, manipular, analizar y desplegar la información geográficamente referenciada.

Sitio activo: localidad de la enzima donde físicamente se lleva a cabo la reacción. Normalmente al sitio activo se une el sustrato (de una forma altamente específica) y es ahí donde se llevan a cabo las transformaciones químicas.

Sustrato: es el reactivo o reactivos que la enzima procesará.

Zooplancton: plancton animal, organismos heterotróficos incapaces de sintetizar su propio alimento.

NOTACIÓN

M; masa

L; longitud

T; tiempo

Símbolo	Título	Dimensiones
<i>c</i>	Concentración de masa	[ML ⁻³]
<i>W</i>	Tasa de descarga	[MT ⁻¹]
<i>a</i>	Un factor de asimilación	[L ³ T ⁻¹]
μ	Velocidad de consumo específico	[T ⁻¹]
$\mu_{\text{máx}}$	Velocidad máxima de consumo específica	[T ⁻¹]
K_M	Coefficiente de saturación medio de sustrato	[ML ⁻³]
<i>k</i>	Constante de velocidad de la reacción	[varía]
<i>n</i>	Orden de la reacción	[1]
<i>L</i>	Materia orgánica	[ML ⁻³]
<i>y</i>	Demanda bioquímica de oxígeno, DBO	[ML ⁻³]
<i>V</i>	Volumen	[L ³]
<i>O</i>	Concentración de oxígeno	[ML ⁻³]
<i>S</i>	Almacenamiento	[L ³ T ⁻¹]
<i>t</i>	Tiempo	[T]
Q_{in}	Gasto de entradas	[L ³ T ⁻¹]
Q_{out}	Gasto de salidas	[L ³ T ⁻¹]
<i>G</i>	Flujo de agua subterránea	[L ³ T ⁻¹]
<i>P</i>	Precipitación	[LT ⁻¹]
<i>E</i>	Evaporación	[LT ⁻¹]
A_s	Área de superficie	[L ²]
<i>C</i>	Coefficiente del vertedor	[varía]
<i>a</i>	Coefficiente del vertedor	[varía]
<i>L</i>	Longitud del vertedor	[L]
<i>H</i>	Elevación de agua sobre el vertedor	[L]
<i>Chl a</i>	Concentración de clorofila	[ML ⁻³]
<i>IET</i>	Índice de estado trófico	[1]
<i>SDT</i>	Sólidos disueltos totales	[ML ⁻³]
<i>T</i>	Turbiedad	[ML ⁻³]

BIBLIOGRAFÍA Y REFERENCIAS

1. ÁLVAREZ M., *Biocinética y Bioreactores*, Ingeniería de Reactores, Departamento de Ing. Química, Tecnológico de Monterrey, 2003, http://www.mty.itesm.mx/dia/deptos/iq/iq95-872/Reactores/Clase11_2003.pdf
2. ÁLVAREZ-ROBLES José Antonio, ZARAZAGA-SORIA Francisco Javier, LATRE Miguel Ángel, BÉJAR Ruben, MURO-MEDRANO Pedro Rafael, *Water quality monitoring based on sediment distribution using satellite imagery*, 9th AGILE Conference on Geographic Information Science, Visegrád, Hungary, 2006, pág. 144-150.
3. ARBELO, Manuel, *Tutorial de Teledetección*, Página personal del Doctor Arbelo, 2004. <http://webpages.ull.es/users/marbelo/rs1.pdf>
4. BASSIL El-Masri, FAIZ A. Rahman, *Estimation of Water Quality Parameters of Lake Kemp Texas Derived From Remotely Sensed Data*, Department of Natural Resource Management, Texas Tech University, 2006, pág. 1-17.
5. BREZONIK Patrick, MENKEN Kevin D., BAUER Marvin, *Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM)*, University of Minnesota, North American Lake Management Society, 2005.
6. BREZONIK Patrick L., OLMANSON Leif G., BAUER Marvin E., KLOIBER Steven M., *Measuring Water Clarity and Quality in Minnesota Lakes and Rivers: A Census-Based Approach Using Remote-Sensing Techniques*, CURA REPORTER, 2007, 1-13.
7. BRIVIO P.A., GIARDINO C., ZILIOLI E., *Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images*, International Journal of Remote Sensing, 22:2, 2001, 487-502.
8. BUKATA R. P., BRUTON J. E., JEROME J. H., *Use of Chromaticity in Remote Measurements of Water Quality*, Remote Sensing of Environment 13, 1983, pág. 161-177. CARPENTER D. J., CARPENTER S. M., *Modeling Inland Water Quality Using Landsat Data*, Remote Sensing of Environment 13, 1983, pág. 345-352.
9. BUZO Sánchez, Isaac, Recursos de Ciencias Sociales, Geografía e Historia, http://contenidos.educarex.es/sama/2010/csociales_geografia_historia/primeros_o/tema2/lagos.html
10. CASTAGNINO Walter A., *Lagos y Embalses*, Capítulo VII, Polución de Agua, Modelos y Control, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria del Ambiente, pág. 126-150, <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/005312/005312-07.pdf>
11. CHAPRA, S. C., *Surface Water Quality Modeling*, The McGraw Hill Companies, N.Y., 1997.
12. Diccionario Panhispánico de Dudas, <http://buscon.rae.es/drae/>
13. EDGERTON Jael, *Lake Origins*, Kent State University, Lake Scientist, <http://www.lakescientist.com/learn-about-lakes/how-lakes-differ/lake-originssss.html>.
14. ELACHI, Charles, VAN ZYL, Jakob, *Introduction to the Physics and Techniques of Sensing*, 2a Edición, New Jersey: John Wiley & Sons, 2006.
15. EPA Terms of Environment Dictionary
16. *Estratificación*, Diccionario del Agua, Aquamarquet.com

- <http://www.aguamarket.com/diccionario/terminos.asp?Id=5133&termino=Estratificaci%F3n>.
17. FERNANDES BRAGA Claudia Zuccari, SETZER Alberto W., DRUDE DE LACERDA Luiz, *Water Quality Assessment with Simultaneous Landsat-5 TM Data at Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil*, Remote Sens. Environ. 45, 1993, pág. 95-106.
 18. GÉLVEZ GUTIÉRREZ Reinaldo, CAMACHO BOTERO Luis A., RODRÍGUEZ SANDOVAL Erasmo Alfredo, *Metodología para estimar la tasa de reaireación con trazadores volátiles*, XVIII Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología, Sociedad Colombiana de Ingenieros, Bogotá, D.C. 2008,
 19. GERARD Kiely, *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, Entornos, Tecnologías y Sistemas de Gestión*, McGraw-Hill, Interamericana de España, S.A., 1999.
 20. *Glosario del agua*, Lenntech, Water Treatment Solutions, <http://www.lenntech.es/glosario-agua.htm#ixzz1cgvnK96z>
 21. GORE Pamela J.W., *Lake Formation*, Water Encyclopedia, Science and Issues, <http://www.waterencyclopedia.com/Hy-La/Lake-Formation.html>.
 22. HEBERT Paul D.N., *Origin and age of lakes*, Biodiversity Institute of Ontario, The Encyclopedia of Earth, May 25, 2010, http://www.eoearth.org/article/Origin_and_age_of_lakes.
 23. *Medio acuático*, <http://www.elergonomista.com/ecologia/medio.htm>
 24. MENÉNDEZ Ángel N., *Transporte de Contaminantes en el Medio Acuático*, Universidad Tecnológica Nacional, http://laboratorios.fi.uba.ar/lmm/utn/Apunte_TyDCMA.pdf
 25. Normales Climatológicas, Estación: 15130, Presa Valle de Bravo (CFE), CONAGUA, datos contenidos en la Base de Datos Climatológica, a noviembre de 2011
 26. PERALTA Patricia, LEÓN José, *Estudios de Caracterización Limnológica de los Embalses de la Provincia de Mendoza*, Departamento General de Irrigación, Gobierno de Mendoza, Provincia de Mendoza, Argentina, 2006.
 27. *Percepción Remota*, Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norte América. CICEANA, A.C., ciudad de México, México, <http://www.ciceana.org.mx/recursos/Percepcion%20remota.pdf>
 28. RAMÍREZ Jennie T., *Fitoplancton*, Centro de Recursos Educativos para Matemáticas y Ciencias, Universidad Interamericana de Puerto Rico en el Recinto de Ponce, 2006, <http://cremc.ponce.inter.edu/fitoplancton/index.htm>.
 29. RUIZ Ramón, *El Método Científico y sus Etapas*, México 2007, <http://www.aulafacil.com/cursosenviados/Metodo-Científico.pdf>
 30. SALAS Henry, *Criterios para Seleccionar Modelos Matemáticos de Calidad de Agua*, 1984.
 31. SALAS Herny J., *Curso De Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales*, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y ciencias de Ambiente, Lima, Perú, 1996, <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd33/sala13/041477-enfoqueeutrofication.pdf>
 32. SÁNCHEZ RAMOS J., Guzmán Loezar F., Campusano González A., *Proyecto de Mejoramiento de Calidad de la Docencia*, Recursos Multimediales en Ingeniería de Transporte, Simulación y Modelamiento Computacional,

- Universidad Católica de Valparaíso, Chile, 2001,
http://www.material_simulacion.ucv.cl/index.htm
33. SCHNOOR, Jerald L., *Environmental Modeling, Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*, John Wiley & Sons, INC., USA, 1996.
 34. SEPÚLVEDA HIROSE, Rodrigo Takashi. *Diseño de Modelos de Calidad del Agua Mediante el Uso de la Percepción Remota*, Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2011.
 35. VÁZQUEZ, Alba. *Evaluación de la Calidad del Agua Mediante Percepción Remota*, Tesis para obtener el grado de Maestra en Ingeniería, UNAM, México, D.F., 2000.
 36. <http://ciencia.glosario.net/medio-ambiente-acuatico/advecci%F3n-10226.html>
 37. <https://docs.google.com/gview?url=http://oceanexplorer.noaa.gov/edu/curriculum/section2.pdf&chrome=true>.
 38. <https://docs.google.com/gview?url=http://www.umesc.usgs.gov/documents/bathymetry/methods.pdf&chrome=true>.
 39. <http://es.wikipedia.org/wiki/Batimetr%C3%ADa>.
 40. http://es.wikipedia.org/wiki/Modelo_matem%C3%A1tico#_Ejemplos_de_modelos_por_tipos
 41. <http://es.wikipedia.org/wiki/Plan%C3%ADmetro>http://udea.academia.edu/Yimmy_Montoya/Papers/197989/Caracterización_Morfométrica_de_un_Sistema_Fluviolacustre_Tropical_Antioquía,_Colombia.
 42. <http://www.bvsde.paho.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt021.html>
 43. <http://www.ciceana.org.mx/recursos/Eutrofizacion.pdf>
 44. <http://www.dsostenible.com.ar/glosario/index.html>
 45. http://www.ing.unal.edu.co/gireh/docs/pr_rios/docs/Reinaldo%20Gelvez.pdf
 46. <http://www.jmarcano.com/nociones/fresh3.html>.
 47. <http://www.rpi.edu/dept/chem-eng/Biotech-Environ/Environmental/stream/page4.html>.
 48. <http://www.rpi.edu/dept/chem-eng/Biotech-Environ/Environmental/stream/page5.html>.
 49. <http://www.waterencyclopedia.com/Hy-La/Lakes-Physical-Processes.html>.
 50. <http://your.kingcounty.gov/dnrp/wlr/water-resources/small-lakes/data/LakePage.aspx?SiteID=17#Maps>.