



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Química
Maestría en Ciencias Ambientales

**MODELAJE DE TRANSPORTE Y DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES POR
EL SISTEMA DE CAUCES DE UNA CUENCA**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Ambientales

Presenta:

I.Q. Víctor Manuel Bazail Lozano

Dirigido por:

Dr. Nabil Mobayed Khodr

SINODALES


Dr. Nabil Mobayed Khodr
Presidente

Dra. Lucero Robles Dávila
Secretario

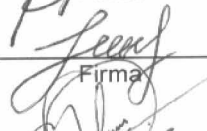
Dr. Miguel Ángel Domínguez Cortazar
Vocal

Dr Aldo Iván Ramírez Orozco
Suplente

Dra. Ana Martha Flores Flores
Suplente


Q.B. Magán E. Aguilar Ortiz
Director de la Facultad


Firma


Firma


Firma


Firma


Firma


Dr. Luis Gerardo Hernández Sandoval
Director de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Octubre, 2008
México

RESUMEN

La tesis presenta una aplicación de modelos que evalúan algunos parámetros de calidad del agua, como demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD), asociados con descargas de aguas residuales así como la dispersión de sustancias conservativas en cauces de aguas superficiales para su posterior aplicación en un sistema hidro-fisiográfico. El efecto de transporte y dispersión de varios derrames puntuales de contaminantes conservativos en aguas superficiales, se simuló mediante la integral de convolución que resuelve la ecuación de advección-dispersión unidimensional, y sólo requiere una discretización del paso de tiempo, en tanto que la integral queda resuelta con respecto a la distancia de recorrido superficial en la dirección longitudinal del flujo (el método reportado por la literatura sólo se aplica a una descarga puntual). En cuanto a la variación de DBO y OD a una distancia dada en los cauces de aguas superficiales, para esto se utilizó el modelo de Streeter-Phelps, estimándose el índice de calidad del agua (ICA) en función del DBO, de acuerdo con límites establecidos por la CONAGUA. Otro modelo aplicado para la variación de los contaminantes no conservativos en un cauce fue el de Thomann. Los algoritmos de estos modelos se codificaron en VisualBasic®, versión 6.0, y se aplicaron a segmentos de cauce en partes de morfología y flujo relativamente constantes, incluyendo la mezcla de dos corrientes, para iniciar un nuevo segmento en cada punto de descarga, y así aplicarse secuencialmente a una serie de tramos comprendidos entre fuentes o cursos de agua tributarios. La evaluación en campo se hizo en el canal de riego de la presa San Pedro, localizada en Huimilpan, Querétaro. Con la aplicación de la integral de convolución discretizada para simular las curvas de dispersión con respecto a las mediciones realizadas en un cauce tras la adición de cantidades controladas de cloruro de sodio, se obtuvieron resultados similares (correlación de 0.967), verificando la bondad del método con la ventaja de que se puede aplicar a varias descargas puntuales a través del tiempo para generar sus curvas de dispersión de solutos, así como las interrelaciones entre ellas. Los modelos de Streeter-Phelps y Thomann dieron resultados esperados, con las limitaciones del caso.

(Palabras clave: Sistema hidro-fisiográfico, transporte de contaminantes conservativos, integral de convolución discretizada, modelo integral de advección-dispersión)

SUMMARY

This thesis presents an application of models that evaluate some water quality parameters, such as biochemical demand for oxygen (DBO, from its initials in Spanish) and dissolved oxygen (OD, from its initials in Spanish), associated with residual water discharge as well as with the dispersion of conserved substances in surface waterways to be later applied to a hydro-physiographic system. The effect of the transportation and dispersion of several periodic discharges of conserved contaminants into surface water was simulated using a convolución integral which solves the unidimensional advección/dispersion equation and requires only unit specification of the passage of time, while the integral is solved regarding the distance of the surface path in the longitudinal direction of the flow (the method reported by the literature only applies to a short-time discharge). Regarding the DBO and OD variation at a given distance in surface waterways, the Streeter-Phelps model was used, estimating the water quality level (ICA, from its initials in Spanish) based on the DBO, in accordance with the limits established by CONAGUA (from its initials in Spanish - National Water Commission). The Thomann model was also applied for the variation of non-conserved contaminants in a waterway. The algorithms of these models were codified in version 6.0 of VisualBasic[®], and were applied to segments on the waterway in parts where the morphology and flow were relatively constant, including the meeting of two currents, to start a new segment at each discharge point and thus be sequentially applied to a series of sections found between sources or currents of tributary waters. The field evaluation was carried out on the irrigation channel of the San Pedro reservoir, located in Huimilpan, Querétaro. With the application of the integral of discrete convolución to simulate the dispersion curves related to the measurements taken in the waterway after the addition of controlled quantities of sodium chloride, similar results were obtained (0.967 correlation), This verifies the appropriateness of the method; an advantage is that it can be applied to several periodic discharges over time in order to create solute dispersion curves, as well as the interrelations between them. The Streeter-Phelps and Thomann models gave the expected results, considering the limitations involved.

(Key words: hydro-physiographic system, transportation of conserved contaminants, integral of discrete convolution, integral advección/dispersion model)

DEDICATORIAS

A mis padres, por su apoyo en las situaciones que lo requerí y que su ejemplo me sirvió en la realización de mis proyectos.

A mi esposa Alicia por su total apoyo, comprensión, paciencia y ayuda en la realización de este objetivo.

A mi hija Ivette, por su cariño, alegría y recordarme mis años juveniles

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Nabil Mobayed Khord, por sus conocimientos compartidos, asesoramiento, apoyo, paciencia, interés, anécdotas y sobre todo por su tiempo dedicado a la realización de esta tesis.

A la Dra. Lucero Robles, por su orientación, consejos y amistad.

A la Dra. Martha Flores por su asesoramiento y ayuda desinteresada

A los Dres. Miguel Ángel Domínguez Cortázar y Aldo Iván Ramírez Orozco por su profesionalismo en la revisión de esta tesis.

A los directivos de la Universidad Tecnológica de Querétaro por su apoyo en recursos, alumnos, laboratorios y en mi estadía para la realización de este proyecto.

A los maestros que me ayudaron a interesarme y ampliar mis conocimientos en el área ambiental.

ÍNDICE

RESUMEN	i
SUMMARY	ii
DEDICATORIAS	iii
ÍNDICE	v
ÍNDICE DE CUADROS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
II.1 Variación del oxígeno disuelto (OD) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en cauces de aguas superficiales	3
II.2 Ecuación de advección-dispersión aplicada a contaminantes puntuales conservativos	9
II.2.1 Método de la integral de convolución	11
II.2.2 Coeficiente de dispersión	12
II.3 Modelo de destino de sustancias toxicas no conservativas en aguas superficiales	14
II.4 Mezclado de corrientes	15
HIPÓTESIS	17
OBJETIVO GENERAL.....	17
OBJETIVOS PARTICULARES.....	17
III. METODOLOGÍA	18
III.1 Introducción	18
III.2 Modelos matemáticos de transporte y dispersión de contaminantes	20
III.3. Características de los módulos	21
III.4. Módulo para cálculo de la DBO y OD	22

III.5 Módulo para el cálculo de la dispersión de contaminantes puntuales no conservativos vertidos a un cauce	28
III.6 Módulo para cálculo de la disminución de contaminantes no conservativos en un cauce	33
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
IV.1 Estudio de caso. Presa San Pedro Huimilpan	36
IV.2 Evaluaciones en campo de DBO, OD, ICA y pérdida de sustancia tóxica	37
IV.3 Evaluaciones en campo de la dispersión de contaminantes puntuales conservativos	44
V. CONCLUSIONES	52
LITERATURA CITADA	54
ANEXOS	57
A. Programa para cálculo de variación del oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).	57
B. Programa para cálculo de los valores de dispersión de los contaminantes puntuales conservativos	60
C. Programa para cálculo de la disminución de contaminantes puntuales no conservativos vertidos a un cauce	63

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Escalas de clasificación de la calidad del agua (ICA).	17
2. Evaluaciones del módulo de cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces.	26
3. Evaluación del módulo del cálculo de la dispersión de contaminantes puntuales conservativos vertidos en un cauce variando la distancia de la corriente secundaria.	30
4. Evaluación de las opciones del módulo de disminución de contaminantes vertidos en un cauce.	35
5. Características hidráulicas de los puntos inicial y final de las evaluaciones realizada en el cauce del río Huimilpan y el canal de riego para DBO, OD y metales.	41
6. Resultados de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y oxígeno disuelto (OD) obtenidas por análisis y por el módulo de cálculo.	42
7. Constantes de deareación (k_a) y desoxigenación (k_d) obtenidas por el modelo en forma teórica y por las mediciones de DBO y OD en los puntos inicial y final.	43
8. Constante de pérdida v_t para el hierro (Fe) calculada por el módulo de disminución de contaminantes no conservativos.	44
9. Datos de localización e hidráulicos para las dos evaluaciones realizadas en el canal de riego de la presa San Pedro-Huimilpan (Dispersión de contaminantes).	44
10. Mediciones de la primera evaluación experimental de dispersión de contaminantes en el canal de riego de la presa San Pedro en Huimilpan Querétaro.	47

Cuadro		Páginas
11	Mediciones de la segunda evaluación experimental de dispersión de contaminantes en el canal de riego de la presa San Pedro en Huimilpan Querétaro.	48
12	Resultados de conductividades y concentraciones simulados y medidos durante la evaluación experimental de dispersión de contaminantes conservativos.	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Páginas
1	Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y del oxígeno disuelto (OD) con respecto a la distancia.	9
2	Esquema de un modelo unidimensional describiendo el movimiento de las ondas de concentración resultantes de una fuente instantánea a través del tiempo y varias distancias del punto de adición.	10
3	Dispersión integrada de dos adiciones puntuales de contaminante no conservativo, obtenidas con el método de la integral de convolución.	13
4	Pérdida neta de la sustancia química aguas abajo en un cauce (Thomann y salas, 1994).	16
5	Diagrama para la aplicación de los modelos de transporte y dispersión de contaminantes.	21
6	Carátula de inicio del programa para efectuar los cálculos de contaminantes por el sistema de cauces de una cuenca.	22
7	Carátula del módulo del programa para el cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces.	23
8	Carátula del módulo y gráficas de dispersión de contaminantes puntuales en un punto de mezclado, con sustancias conservativas vertidas en un cauce principal y en uno secundario.	31
9	Comparación de la simulación del vertido puntual en un cauce, entre el modelo de la integral de convolución discretizada y el de descarga puntual (Chapra, 1997).	32
10	Carátula del modulo del programa para el cálculo de la disminución de contaminantes en un cauce.	33

Figura		Páginas
11.	Localización de puntos de muestreo de las mediciones realizadas en el área de estudio, a la salida de la presa San Pedro Huimilpan, para evaluar el transporte de contaminantes (DBO, DO y metales).	38
12.	Fotografías tomadas durante los muestreos para el DBO, OD y metales.	40
13.	Puntos inicial y final en donde se realizaron las mediciones para la evaluación del modelo de dispersión de contaminantes puntuales conservativos.	45
14.	Fotos tomadas durante las mediciones de la dispersión de contaminantes realizada en el canal de riego a la salida de la presa San Pedro, Huimilpan.	46
15.	Gráfica de variación de la conductividad con respecto a la temperatura, con muestras de evaluaciones de la dispersión de contaminantes.	49
16	Relación entre conductividad y concentración, realizada con muestras experimentales para evaluar la dispersión de contaminantes.	49
17	Resultados de la dispersión del contaminante (NaCl) agregado al canal de riego a la salida de la presa San Pedro.	51

I. INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población humana mundial involucra necesidades de alimento, vivienda y servicios, y éstos deben ser acordes con la sustentabilidad que ofrece el espacio geográfico. Tal espacio no puede ofrecer recursos que no dispone; más bien, sus habitantes deben procurar un aprovechamiento racional de los mismos, evitando en consecuencia su agotamiento o deterioro permanente. Lo anterior origina que la preocupación por el medio ambiente sea hoy una necesidad básica para el desarrollo de las sociedades modernas, lo cual hace que las acciones para prevenir, controlar y corregir la contaminación ambiental tenga una máxima prioridad (Enkerlin, 1997).

México presenta problemas tanto de escasez como de exceso de agua. El 82.0% del volumen de almacenamiento está bajo la cota de 500 msnm y el 76.0% de la población vive arriba de la misma, por lo que la población y la actividad económica se distribuyen en relación inversa con la disponibilidad. Además, menos de una tercera parte del escurrimiento superficial ocurre en el 75.0% del territorio, donde se concentran los mayores núcleos de población, las industrias y las tierras de riego. Esto provoca insuficiencia en las aguas superficiales y subterráneas para el abastecimiento y explotación de acuíferos (UN/ESD, 1997).

La disponibilidad y calidad del recurso hídrico en el país está afectada por la demanda de una población creciente que lo utiliza en diversas actividades, originando una sobrecarga de contaminantes que se vierten a los cuerpos receptores. Lo anterior origina que se estén requiriendo acciones urgentes para lograr la disminución y el control de esta contaminación (CEA, 1999). En especial, uno de los principales problemas que se tienen en el área del municipio de Querétaro (México) es la disponibilidad del agua, ya que los recursos acuíferos se están agotando y la calidad del líquido, tanto subterráneo como superficial, presenta puntos fuera de la normatividad mexicana establecida (Cabrera *et. al*, 2004).

El primer paso para controlar y por ende resolver el problema de deterioro regional sobre la calidad del agua, consiste en identificar las fuentes puntuales de los contaminantes y, enseguida, evaluar los efectos que trae consigo la dispersión de los mismos a través del flujo que siguen las aguas residuales no tratadas por el sistema natural de drenaje de las cuencas hidrográficas. Con lo anterior, sería posible conocer el potencial de contaminación en distintas zonas del área expuesta, sin necesidad de ocupar más recursos monetarios que los necesarios para caracterizar la calidad de las descargas puntuales para un posterior tratamiento. Una forma de lograr tal caracterización es aplicar (o desarrollar) un modelo que aproveche los datos de calidad de los efluentes y evalúe su impacto regional en función de algoritmos que simulen los efectos de transporte y dispersión, considerando las características fisiográficas de la red de drenaje.

Actualmente existen modelos en el mercado que evalúan diversos parámetros de calidad del agua asociados con fuentes puntuales, pero que no interactúan con sistemas de información geográfica (es frecuente que los resultados de calidad del agua, más bien, se integren en forma manual).

Los modelos de variación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), del oxígeno disuelto (DO), del transporte y dispersión de contaminantes y de la pérdida de concentración de las sustancias contaminantes conservativas, a través de la distancia aguas abajo para una o para dos corrientes superficiales, así como su mezclado, han sido desarrollados en este proyecto para estimar el nivel de calidad del agua en cada tramo de los cauces que forman la red de drenaje de una cuenca y que, en su momento, pueden ser integrados a un sistema de información como es el caso del sistema hidro-fisiográfico (RHiD) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Querétaro (Mobayed, 2008). Esta plataforma cuenta con una base de datos para la región estatal de la cuenca Lerma-Chapala por lo que se puede aprovechar la información actual del mismo, en cuanto a red de drenaje, áreas tributarias, datos puntuales de los efluentes, usos y tipos del suelo, poblados, pozos de bombeo, vialidades, etc.

II. ANTECEDENTES

La formulación cuantitativa de los procesos químicos, físicos y biológicos para simular el transporte y dispersión de contaminantes en una corriente de flujo, toma en cuenta dos factores: a) las reacciones en las que una sustancia química pueda participar; y b) la velocidad de transporte de la sustancia química. Esta última, a su vez, involucra los siguientes procesos: advección (transporte por la corriente del agua), dispersión (transporte por mezclado dentro del mismo cuerpo de agua) y transporte de partículas sedimentables. De hecho, la advección y la dispersión son los dos fenómenos principales de transporte de tóxicos químicos en el agua (Chapra, 1997).

II.1 Variación del oxígeno disuelto (OD) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en cauces de aguas superficiales

El contenido de oxígeno disuelto en agua (OD) es uno de los parámetros de calidad más característico de los cuerpos de agua superficiales. La existencia del ecosistema acuático en su conjunto depende de la provisión de oxígeno al agua y de su presencia y disponibilidad. El contenido de OD disminuye debido al uso de oxígeno por parte de los múltiples procesos químicos, biológicos y bioquímicos que tienen lugar dentro del cuerpo de agua. No obstante, otros procesos físico-químicos, reacciones y procesos biológicos generan incremento del oxígeno disuelto y contribuyen a su balance.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es la cantidad de oxígeno utilizada por los microorganismos en un volumen unitario de agua para descomponer materia orgánica durante un período especificado de tiempo. Por ejemplo, DBO_5 (mg de O_2 por litro de agua) es la cantidad de oxígeno utilizada por los microorganismos en un litro de agua durante un período de incubación de cinco días. Entre los procesos que contrarrestan la disminución de oxígeno en una

corriente de aguas superficiales, el más importante es la re-aireación y oxigenación, que representa la provisión de oxígeno al cuerpo de agua desde la atmósfera, a través de la superficie (Hernández, 2001).

Las ecuaciones utilizadas para modelar el cambio del DBO y del OD a lo largo de la longitud de una corriente de aguas superficiales, son descritas a continuación. En el caso de un recipiente abierto a la atmósfera, el balance de masa para la DBO y oxígeno disuelto se puede escribir como (Chapra, 1997):

$$V \frac{dDBO}{dt} = -k_d V DBO \quad (1)$$

y

$$V \frac{dO}{dt} = -k_d V DBO + k_a V (O_s - O) \quad (2)$$

donde V es el volumen de control en L; k_a es la constante para la transferencia de oxígeno desde el aire en 1/día; k_d es la constante para el consumo de oxígeno por acción metabólica en 1/día; O_s es la saturación de OD en mg/L; O es el OD aguas arriba de la descarga en mg/L; t es el tiempo del proceso expresado en s, en tanto que la DBO está en mg/L.

Por su parte, D se define como el “déficit de oxígeno disuelto” tal que:

$$D = O_s - O \quad (3)$$

la cual se puede derivar con respecto al tiempo para obtener:

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{dO}{dt} \quad (4)$$

Al sustituirse las ecuaciones (3) y (4) en la (2) resulta que

$$V \frac{dD}{dt} = k_d V DBO - k_a V D \quad (5)$$

si $DBO = DBO_0$ y $D = 0$ para $t = 0$, las ecuaciones (1) y (5) pueden ser resueltas, obteniéndose:

$$DBO = DBO_0 e^{-k_d t} \quad (6)$$

y

$$D = \frac{k_d DBO_0}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d t} - e^{-k_a t} \right) \quad (7)$$

Las ecuaciones son aplicables a la modelación de un río con una sola fuente puntual y continua de DBO, caracterizada como un reactor de “flujo pistón” bajo condiciones hidráulicas y geométricas constantes. Ésta es la manifestación más simple del modelo clásico de Streeter-Phelps (1925), donde el balance de masa se puede escribir como:

$$-U \frac{dDBO}{dx} - k_d DBO = 0 \quad (8)$$

y

$$-U \frac{dD}{dt} + k_d DBO - k_a D = 0 \quad (9)$$

siendo U la velocidad media del río en m/día. Nuevamente, si el $DBO = DBO_0$ y $D = D_0$ para $t = 0$, estas ecuaciones pueden ser resueltas (Chapra, 1997) como:

$$DBO = DBO_0 e^{\frac{-k_d x}{U}} \quad (10)$$

y

$$D = D_0 e^{\frac{-k_a x}{U}} + \frac{k_d DBO_0}{k_a - k_d} \left(e^{\frac{-k_d x}{U}} - e^{\frac{-k_a x}{U}} \right) \quad (11)$$

donde x es la distancia desde el punto de descarga, en dirección aguas abajo en m.

Las expresiones anteriores se pueden aplicar secuencialmente en tiempo y espacio a una serie de tramos comprendidos entre fuentes o cursos de agua tributarios, adoptando los valores de DBO_0 y D_0 adecuado para cada tramo.

La estimación de la constante cinética de primer orden para la transferencia de oxígeno desde el aire k_a , se realiza a partir de varios modelos a 20°C:

- a) O'Connor-Dobbins (Chapra, 1997). Usada preferentemente para velocidades moderadas y profundidades significativas:

$$k_{a,20^{\circ}\text{C}} = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (12)$$

donde U es la velocidad promedio de la corriente en m/s y H es la profundidad del río, en m y $k_{a,20^{\circ}\text{C}}$ en 1/día:

- b) Churchill. (Churchill *et al.*, 1962). Usada preferentemente para flujos muy rápidos. En este caso,

$$k_{a,20^{\circ}\text{C}} = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}} \quad (13)$$

- c) Owens y Gibbs, (Owens y Gibbs, 1964). La expresión siguiente es usada preferentemente para velocidades moderadas y sistemas más superficiales:

$$k_{a,20^{\circ}\text{C}} = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (14)$$

Por su parte, la estimación de la constante cinética de primer orden para el consumo de oxígeno por acción metabólica k_d , se realiza a partir del ajuste propuesto por Hydroscience, (1971) suponiendo una temperatura del agua a 20°C

$$k_{d,20^{\circ}\text{C}} = 0.3 \left(\frac{H}{B} \right)^{-0.434} \quad \text{para } 0 \leq H \leq 2.4\text{m} \quad (15)$$

$$k_{d,20^{\circ}\text{C}} = 0.3 \quad \text{para } H > 2.4 \text{ m,}$$

donde $k_{a,20^{\circ}\text{C}}$ y $k_{d,20^{\circ}\text{C}}$ están dadas en 1/día.

Tanto la transferencia de oxígeno como la tasa de eliminación de la DBO, son influenciadas por la temperatura del medio. Esto se estudia con la relación de Van't Hoff-Arrhenius (Bowie, *et al*, 1985).

$$k_a = k_{a,20^\circ\text{C}} \theta^{t-20} \quad (16)$$

y

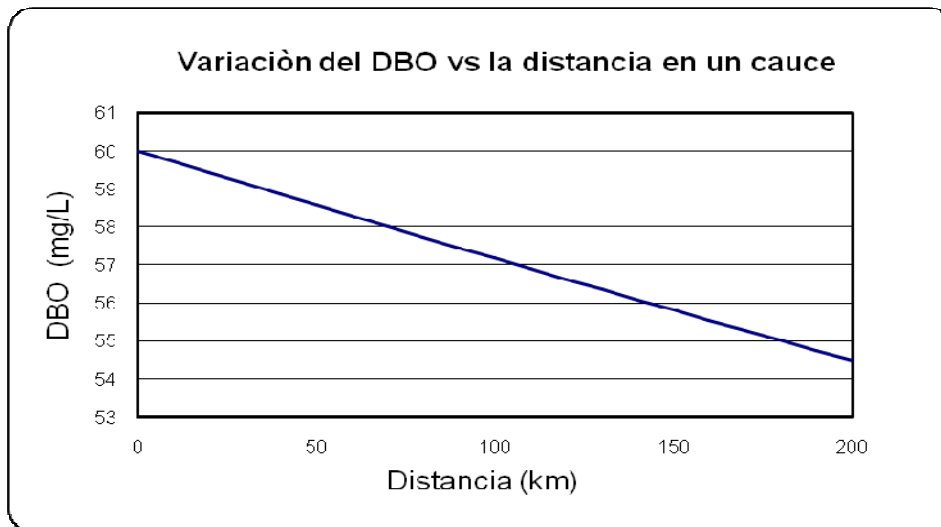
$$k_d = k_{d,20^\circ\text{C}} \theta^{t-20} \quad (17)$$

donde θ es una constante adimensional, para la que se han propuesto los valores $\theta = 1.024$ para k_a y $\theta = 1.047$ para k_d (Chapra, 1997).

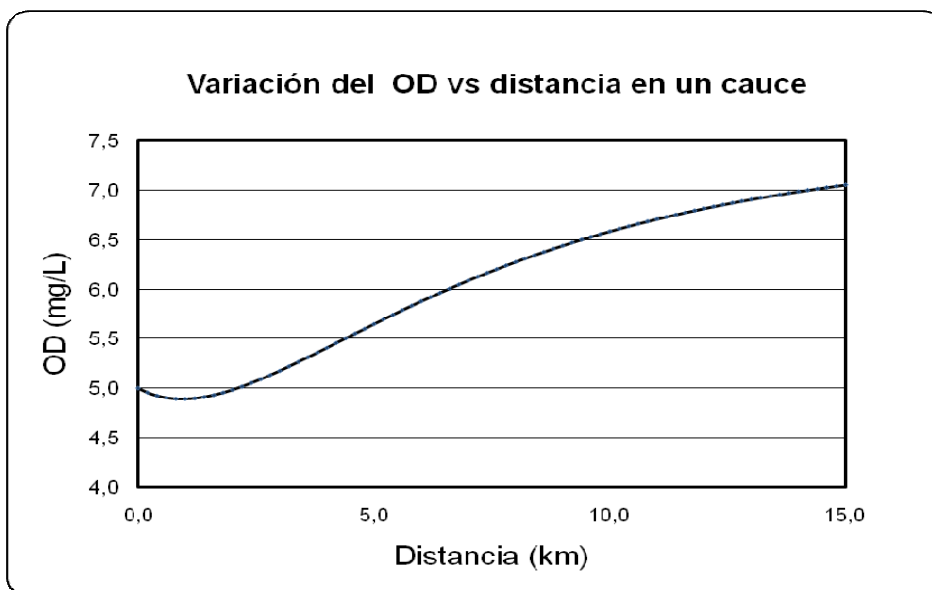
La concentración de la saturación de OD (O_s) se determina mediante un modelo de ajuste, en función de la temperatura media del agua (T , en K), de acuerdo al método de la APHA (1992):

$$O_s = \exp \left(-139.34411t + \frac{1.575701 \cdot 10^5}{T} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T^2} + \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T^2} + \frac{1.2438 \cdot 10^{10}}{T^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{T^4} \right) \quad (18)$$

En la **Figura 1**, se simuló el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y del oxígeno disuelto (OD) con respecto a la distancia, al suponer un valor de DBO = 60 mg/L y OD = 5 mg/L para $x = 0$ y $U = 3.0$ m/s. En el ejemplo, se han usado las constantes $k_a = 46.4$ /d y $k_d = 1.14$ /d obtenidas mediante las ecuaciones de Owens y Gibbs (1964), y los criterios de Hydroscience (1971) para velocidades moderadas y sistemas superficiales.



1-a



1-b

Figura 1. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y del oxígeno disuelto (OD) con respecto a la distancia. Las condiciones iniciales son: DBO de 60 mg/L, OD de 5 mg/L, K_a de 46.4/día, K_d de 1,14/día, Velocidad promedio de 3.0 m/s y temperatura promedio de 18 °C, observándose una disminución del contenido de OD debido al uso de oxígeno durante los procesos químicos, biológicos y bioquímicos que tienen lugar dentro del cuerpo de agua en los primeros kilómetros.

II.2 Ecuación de advección-dispersión aplicada a contaminantes puntuales conservativos

Para el cálculo de la advección-dispersión de contaminantes en cauces, la literatura indica sólo soluciones aplicadas a la difusión de una inyección puntual e instantánea de contaminantes para flujos unidimensionales (Chapra, 1997,) en donde describen la propagación de una onda del contaminante con forma de “campana” que se va achatando a medida que se traslada (**Figura 2**).

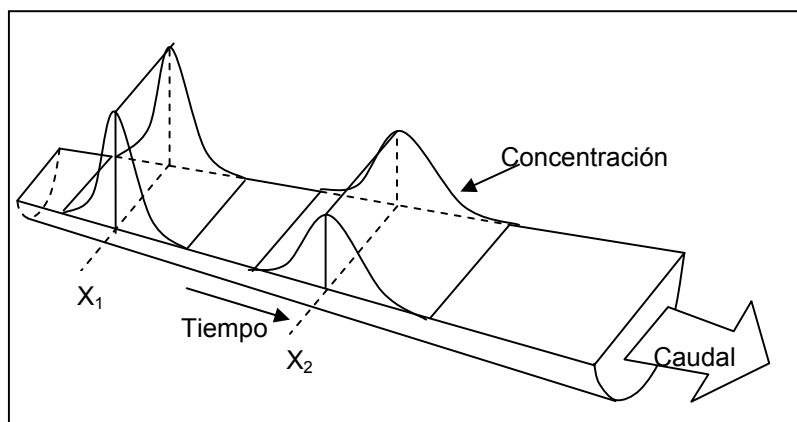


Figura 2. Esquema de un modelo unidimensional describiendo el movimiento de las ondas de concentración resultantes de una fuente instantánea a través del tiempo y varias distancias del punto de adición (x_1 , x_2).

La ecuación dinámica que describe la advección y dispersión de material disuelto en un flujo superficial, está basada en el principio de conservación de masa y en la ley de Fick. El principio de conservación de masa para una sustancia de concentración C , en un flujo unidimensional a superficie libre, está representado por la ecuación siguiente (Schnoor, 1996):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} E \frac{\partial C}{\partial x} - R \quad (19)$$

donde C es la concentración en kg/m^3 ; t es el tiempo en s; x es la distancia en la dirección principal del flujo, en m; U es el promedio de la velocidad en la dirección

x , en m/s; R es la velocidad de reacción de transformación en $(\text{kg}/\text{m}^3)/\text{s}$; y E es el coeficiente de dispersión (difusión) en la dirección x dado en m^2/s .

La solución de la ecuación depende de los valores de E y las condiciones iniciales o de frontera. Bajo condiciones de flujo transitorio, la velocidad en la dirección longitudinal puede variar en espacio y tiempo. Sin embargo, la forma más simple de la ecuación de advección-dispersión para flujo unidimensional a superficie libre, suponiendo E constante con respecto a x , es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - R \quad (20)$$

En realidad, la ecuación (20) no es tan fácil de aplicar para la modelación de flujo en ríos cuya velocidad y coeficiente de dispersión varían con respecto al eje longitudinal, pero sí pueden ser aplicables en tramos o segmentos de río en los cuales U y E se pueden suponer constantes. En tal caso todo el cauce de un río puede ser segmentado en partes de morfología y flujo relativamente constante y se puede iniciar un nuevo segmento en cada punto donde la morfología se modifique o donde exista una nueva descarga de flujo puntual que contenga sustancias contaminantes.

La ecuación (20) en efecto, no tiene una solución analítica integral (directa), aunque en la literatura se reporta la siguiente forma aproximada para $C(x,t)$ (Chapra, 1997):

$$C(x,t) = \frac{m_p}{2\sqrt{\pi Et}} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Et}} \quad (21)$$

donde m_p es la masa puntual adicionada a la corriente en $x = 0$, dividida por el área transversal del cauce del río en m^2 . Las unidades de la concentración son g/m^3 o mg/L . Es evidente que se ha supuesto la dispersión de un contaminante conservativo, de modo que $R = 0$.

Esta ecuación describe la propagación de una onda del contaminante con forma de “campana” (cuando se dibuja C versus t) que se va achatando a medida que se traslada. Dado el carácter conservativo del contaminante, se mantiene constante el área bajo la curva mencionada.

II.2.1 Método de la integral de convolución

Por sus características, la ecuación (20) admite una forma de solución analítica cuando se le aplican transformadas de Laplace para integrarla, obteniéndose una forma conocida como integral de convolución (Diskin y Ding, 1994; Mobayed, 2001):

$$C_x(t) = \int_0^T C_o(\tau) u(t - \tau) d\tau \quad (22)$$

donde $C_x(t)$ es la concentración a la distancia x , $C_o(\tau)$ es la concentración inicial a la distancia $x = 0$; y $u(t - \tau)$ es la llamada función impulso–respuesta, expresada en términos del tiempo del desfase entre la concentración inicial C_o y la final C_x . En la ecuación t es el tiempo y τ es la variable de integración.

La solución integral, sin más simplificación que suponer que el coeficiente de dispersión E constante con respecto a x , lleva a la ecuación siguiente de u , expresada en función del tiempo t . Suponiendo $x = L$, esto es la distancia a la cual se quiere conocer la distribución de C , la expresión queda como sigue:

$$u(t) = \frac{L}{2\sqrt{\pi Et^3}} e^{-\frac{(L-Ut)^2}{4Et}} \quad (23)$$

Una forma de aplicar la ecuación integral de convolución, consiste en expresarla en forma de sumatoria como una técnica numérica de solución, de manera similar al método de hidrograma unitario (Chow *et al*, 1988):

$$C_{L(j)} = \sum_{k=1}^j (C_{o(k)} u_{j-k+1}) \Delta t \quad (24)$$

donde Δt es el paso de tiempo, en s; $C_{L(j)}$ es la concentración del contaminante referido, en el instante $t = j\Delta t$ y a la distancia L con respecto al punto de descarga, en g/m^3 o mg/L ; $C_{O(k)}$ es la concentración en el punto de descarga ($x = 0$) y el instante $t = k\Delta t$; y u_{j-k+1} es el valor que toma la función impulso–respuesta (ecuación 23) para el tiempo $t = (j-k+1)\Delta t$. En la **Figura 3** se observa un ejemplo de los resultados que se obtienen al aplicar la integral de convolución discretizada al caso de dos adiciones puntuales de contaminantes conservativos en un cauce de flujo permanente.

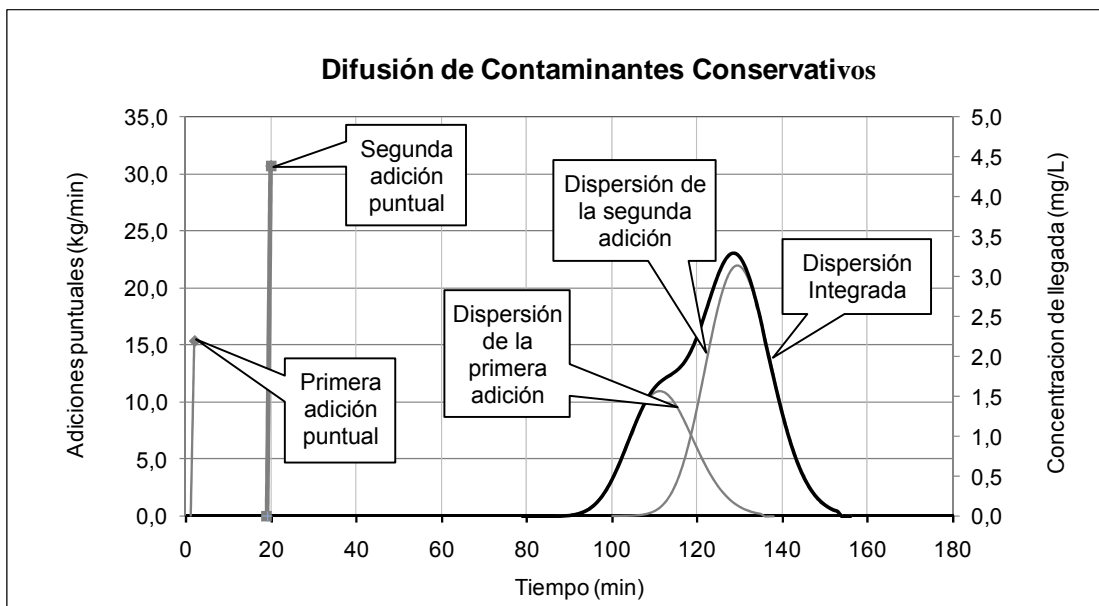


Figura 3. Dispersión integrada de dos adiciones puntuales de contaminante no conservativo en un cauce, obtenidas con el método de la integral de convolución (la solución reportada por la literatura obtiene sólo las dispersiones individuales). Las condiciones de la simulación fueron: adiciones puntuales de 15.3 y 30.7 kg/minuto con diferencia de 19 minutos, velocidad promedio de 1.2 m/s, coeficiente de dispersión de 23 m^2/s , área transversal de 7.1 m^2 y distancia de 8,000 m de llegada del contaminante.

II.2.2 Coeficiente de Dispersión

Para el cálculo del coeficiente de dispersión E , la literatura reporta varias fórmulas (Bowie, *et al*, 1985; Schnoor, 1996). Por ejemplo, Chapra (1997) presenta la siguiente expresión:

$$E = 0.0011 \frac{U^2 B^2}{HU^*} \quad (25)$$

donde E es el coeficiente de dispersión longitudinal en m^2/s ; U es la velocidad media del flujo en m/s ; B es la anchura media del cauce en m ; H es su profundidad media, en m ; y U^* es la velocidad de corte, en m/s , y cuya expresión es:

$$U^* = \sqrt{gHS} \quad (26)$$

donde g es la gravedad, en m/s^2 , y S la pendiente del cauce (adimensional). Todas las variables relacionadas con la geometría del cauce (B , S) y con el flujo que se transporta (U , H) se consideran constantes para determinado tramo de longitud, L , y cierto tiempo en que las condiciones hidráulicas observan poco cambio (al menos durante el traslado de la concentración que se estudia) o son permanentes. La heterogeneidad, más bien, es inherente a toda la red en su conjunto, puesto que cada tramo de la misma tendrá sus propias características geométricas e hidráulicas que definan las condiciones de transporte (traslado y dispersión) de cada uno. Lo anterior implica que los coeficientes de dispersión se deben de calcular en forma experimental para las condiciones de los cauces (González y León, 1992).

Por lo que respecta al transporte y dispersión de contaminantes, interesan los casos que pueden generar concentraciones críticas, por lo general asociados con condiciones de estiaje donde los cauces de la red no llevan más flujo que el propio de los vertidos de agua residual, con escurrimientos mínimos que observan fluctuaciones paulatinas durante las 24 horas de un día y no variaciones súbitas y de gran volumen como las originadas por eventos de precipitación. En tales casos, de hecho, los valores de la concentración pueden bajar de manera considerable y, por lo mismo, no ser objeto de interés para el estudio.

II.3 Modelo de destino de sustancias tóxicas no conservativas en aguas superficiales

Cuando se requiere evaluar la concentración de una sustancia química en algún punto aguas abajo de una corriente superficial, se puede usar el modelo del destino de sustancias químicas (Thomann y Salas, 1994). Un acercamiento simplificado para describir la distribución de una sustancia química en un río, se puede obtener a través de la aplicación de varias suposiciones: a) el flujo del río ocurre en estado permanente y b) los sedimentos del lecho no se mueven. Estas suposiciones indican que el análisis no es aplicable a los eventos transitorios de deposición, resuspensión y redeposición aguas abajo, todo lo cual está asociado con incrementos rápidos de caudal.

Suponiendo un sedimento estacionario, coeficientes de cinética constante y concentraciones constantes de sólidos suspendidos en un tramo determinado del río, Thomann y Salas (1994) desarrollan y obtienen una solución resultante de la distribución de la sustancia química en la columna de agua, a determinada distancia x del eje longitudinal asociado al cauce de un río.

$$C_{T1} = \frac{W_T}{Q} \exp\left[-\frac{v_T}{H_1 U} x\right] \quad (27)$$

donde v_T es la pérdida neta de la sustancia química en la columna de agua en m/s; W_T es la carga del tóxico en mg/s; Q es el caudal en m³/s; H_1 es la profundidad de la columna de agua en m; U es la velocidad promedio del flujo en m/s y x , como se dijo, la distancia a lo largo del tramo del cauce.

La ecuación 27 indica que la concentración en la columna de agua debe disminuir en forma exponencial con respecto a la distancia cuando $v_T > 0$, pero que es una variable conservativa cuando $v_T = 0$. Esta característica se puede [ilustrar](#) en la **Figura 4**.

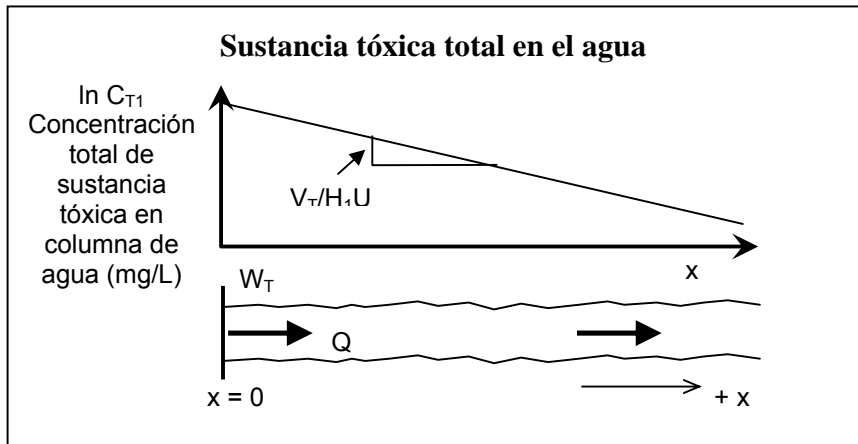


Figura 4. Pérdida neta de la sustancia química aguas abajo en un cauce (Thomann y salas, 1994).

II.4 Mezclado de corrientes

Cuando se mezclan dos corrientes, la concentración final se obtiene simplemente como un valor ponderado en función de los flujos o caudales y concentraciones de ambas corrientes (Schnoor, 1996):

$$C_{mezcla} = \frac{Q_a C_a + Q_b C_b}{Q_a + Q_b} \quad (28)$$

donde Q_a es el caudal de la corriente a en m^3/s , Q_b es el caudal de la corriente b en m^3/s , C_a es la concentración de la corriente a en g/m^3 , C_b es la concentración de la corriente b en g/m^3 y C_{mezcla} es la concentración de la corriente mezclada en g/m^3 (o las unidades en que estén expresados los valores de C).

II.5 Índice de calidad del agua (ICA)

Como significado, el índice de calidad del agua (*ICA*) se refiere el grado de contaminación del agua en el momento del muestreo y está expresado como un porcentaje o fracción del agua pura; así, agua altamente contaminada tendrá un *ICA* cercano o igual a cero, mientras que el agua en excelentes condiciones tiene un valor del índice cercano a 100% (SEMARNAT, 1999).

El Índice referido es una manera de comunicar y evaluar la calidad de los arroyos, ríos, lagos y acuíferos, que conforman el sistema hidrográfico de una región o zona geográfica. Este índice definido en función de 18 variables fisicoquímicas del agua (CNA, 1999), es una forma simplificada de algunos parámetros que indican cierto deterioro en la calidad del agua (León, 2001). La Comisión Nacional del Agua reporta, en las “Estadísticas del Agua en México” (CNA, 2007), tres criterios de calidad del agua relacionados cada uno a los siguientes parámetros: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST). Las escalas conocidas de clasificación para el DBO, más bien de carácter cualitativo (lo que define un criterio de calidad no precisamente un índice como tal) se indican en el **Cuadro 1**.

Cuadro 1. Escalas de clasificación de la calidad del agua. Criterios en función de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CNA, 2007).

CRITERIO MG/L	CLASIFICACIÓN	COLOR
DBO \leq 3	Excelente, (no contaminada)	Azul
3 > DBO \leq 6	Buena calidad (Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable)	Verde
6 > DBO \leq 30	Aceptable (Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente)	Amarillo
30 > DBO \leq 120	Contaminada (Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal)	Naranja
DBO > 120	Fuertemente contaminada (Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales)	Rojo

HIPÓTESIS

Es factible elaborar modelos de transporte y dispersión de contaminantes vertidos a un sistema de cauces, que tomen en cuenta la morfología de la cuenca y la información puntual asociada con los vertidos de las poblaciones localizadas dentro de ella. Los caudales de transporte, corresponden únicamente a los volúmenes de agua residual que descargan tales poblaciones y cuya acumulación ocurre conforme a la interconectividad del sistema de drenaje.

OBJETIVO GENERAL

Modelar el transporte y la dispersión de contaminantes (demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto y contaminantes químicos conservativos) vertidos a los cauces de una cuenca hidrográfica que se puedan posteriormente integrar a un sistema de información geográfica.

OBJETIVOS PARTICULARES

- a)** Formular el modelo de variación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (DO), índice de calidad de agua (ICA) basado en el DBO y la pérdida de la concentración de sustancias contaminantes químicas en los cauces de aguas superficiales.
- b)** Formular el modelo de transporte y dispersión de los contaminantes conservativos vertidos, en función de descargas puntuales y su efecto a lo largo de los tramos que forman el sistema de drenaje de una cuenca.
- c)** Habilitar los modelos en un módulo de cálculo y evaluar su factibilidad para incorporarlos después al sistema hidro-fisiográfico desarrollado en la Facultad de Ingeniería de la UAQ, que integra la base de datos para el estado de Querétaro junto con diversas herramientas de análisis y diseño hidráulico e hidrológico (Mobayed, 2008).

III. METODOLOGÍA

III.1 Introducción

Para habilitar las formulaciones que se ocupan en el cálculo del transporte y dispersión de contaminantes, puntuales y de tipo conservativo, se ha elegido el lenguaje de programación VisualBasic®, versión 6.0, por ser la herramienta utilizada para construir la plataforma RHiD (Mobayed, 2008), encargada de acoplar el sistema de información hidro-fisiográfico – que contiene el MDE y la base de datos de la región hidrológica de interés, en este caso la cuenca del río Lerma en su porción dentro del estado de Querétaro- con el conjunto de modelos matemáticos encargados de la caracterización fisiográfica de cuencas (red de drenaje, áreas tributaria), del análisis sobre disponibilidad hídrica y de manera destacada, la simulación del proceso lluvia-escorrentía .

La metodología de trabajo ha consistido en el desarrollo de módulos de cálculo, en principio autónomos e independientes de la plataforma RHiD, para: estimar la variación del DBO y OD, evaluar la dispersión de contaminantes puntuales conservativos (por medio de la ecuación de convolución antes descrita) y para calcular el índice de calidad del agua con base en los resultados previos. En principio, los módulos se han probado para el transporte y la dispersión en un solo cauce, bajo condiciones de flujo 1 D y estacionario; y, posteriormente, para el análisis de la confluencia de las corrientes –una secundaria y otra principal– en cuanto al proceso de mezclado que tiene lugar y a la dispersión que se produce aguas abajo de dicha confluencia.

Una vez que se pruebe la funcionalidad de los módulos de cálculo y se verifique su respuesta al momento de reproducir el vertido puntual de alguna sustancia y la forma en que se dispersa su concentración hacia aguas abajo, con base en la medición de varios ensayos experimentales (según se explica en el capítulo IV), se podrán incorporar a la plataforma de trabajo mencionada para su

empleo en el estudio de transporte de contaminantes por toda la red de drenaje de una cuenca hidrográfica.

Para evaluar DBO y OD, se revisaron físicamente el propio río Humilpan aguas abajo de la presa San Pedro y el canal de riego (después de la obra de toma); y se eligieron puntos de muestreo del agua donde, además de coleccionar las muestras y conservarlas en hielo para su análisis posterior en el laboratorio, se obtuvieron las características físicas del flujo en dichos cauces como son: área transversal, velocidad media y temperatura del agua.

En cuanto a la dispersión de contaminantes conservativos, se eligió como sustancia el cloruro de sodio (NaCl), por ser de fácil detección mediante muestreo por conductividad. El experimento propuesto consiste en agregar concentraciones conocidas de sal en determinado punto del canal de riego y en tiempos preestablecidos –donde las condiciones son más o menos estacionarias– a fin de verificar, en una sección aguas abajo de tal punto, el comportamiento de la dispersión del soluto en cuanto a magnitud (atenuación) y tiempo de ocurrencia. En este segundo punto, se miden la temperatura y la conductividad (con un conductímetro portátil) y se toman las muestras de agua, las cuales son identificadas con su hora de colecta y conservadas para su envío al laboratorio de análisis.

El análisis de las muestras, en efecto, se llevó a cabo en el laboratorio de la UTEQ, en el área de tecnología ambiental. En el mismo, se determinó la relación existente entre la conductividad y concentración del NaCl, tras el ajuste de los datos con base en la temperatura observada; y se procedió a comparar los valores observados de dispersión de la sustancia agregada con respecto a los que se determinan con ayuda del modelo matemático encontrado.

III.2 Modelos matemáticos de transporte y dispersión de contaminantes

Para modelar el transporte y dispersión de contaminantes por el sistema de cauces de aguas superficiales de una cuenca, se tomaron en cuenta los siguientes modelos:

- a)** Para la variación de oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), se utilizaron las ecuaciones de Streeter y Phelps (Chapra, 1997) las cuales consideran la biodegradación de la materia orgánica en función de la temperatura, profundidad del agua en el cauces, la presión atmosférica y la velocidad superficial del agua (Hernández, 2001). El índice de calidad del agua (ICA) para cada cauce se obtiene en función de los resultados del DBO₅ de acuerdo con los parámetros establecidos por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2007. Ver **Cuadro 1**, presentado en el subcapítulo II.5).
- b)** Para el cálculo de la advección-dispersión de contaminantes en cauces, se aplicó la integral de convolución discretizada para resolver la ecuación de advección-dispersión unidimensional (Mobayed, 2001)
- c)** Para evaluar la concentración de una sustancia contaminante no conservativa en algún punto aguas abajo de una corriente de agua superficial, se usó el modelo del destino de sustancias químicas (Thomann y Salas, 1994).

Estos modelos se han planteado para aplicarse a segmentos de cauces en tramos de morfología y flujo relativamente constantes, incluyendo la mezcla de dos corrientes, e iniciando un nuevo segmento por cada punto de descarga de los químicos, a fin de aplicarse secuencialmente a una serie de tramos comprendidos entre fuentes o cursos de agua tributarios (ver **Figura 5**).

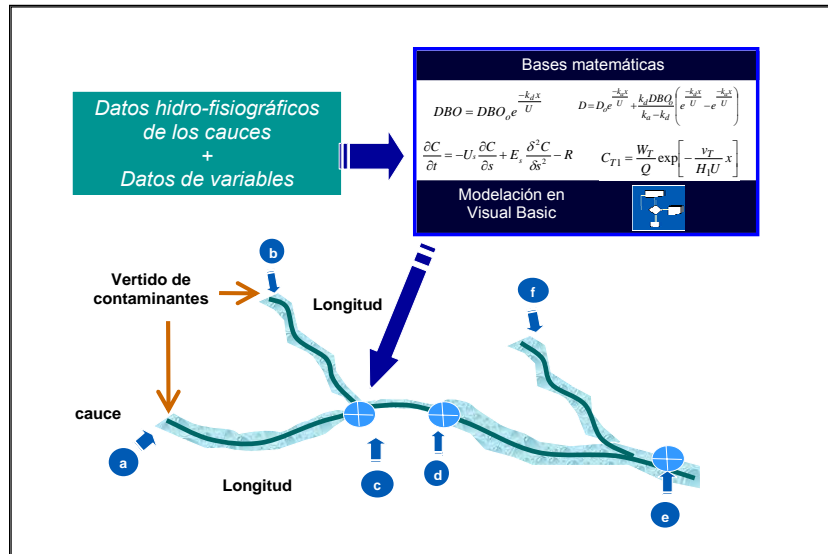


Figura 5. Diagrama para la aplicación de los modelos de transporte y dispersión de contaminantes, en donde “a” y “b” representan los puntos iniciales de dos corrientes que se mezclan en el punto “c”.

III.3. Características de los módulos

Los modelos de transporte y dispersión de los contaminantes vertidos a un cauce, se programaron en tres módulos codificados en lenguaje VisualBasic®, versión 6.0 de Microsoft, los cuales se incluyeron en un programa ejecutable. Este programa presenta una carátula inicial (formulario) con menús que ayudan a abrir los módulos correspondientes para efectuar los cálculos indicados (**Figura 6**). Los módulos del formulario, cuya codificación se incluye en los **ANEXOS A, B y C**, son los siguientes:

1. Cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (*DBO*) y oxígeno disuelto (*OD*) en cauces,
2. Cálculo de la dispersión de contaminantes puntuales conservativos vertidos en un cauce, y
3. Cálculo de la disminución de contaminantes no conservativos en un cauce.

Los programas de cómputo, de hecho, se habilitaron en la hoja de cálculo de Microsoft Excel 2003, a la que se puede agregar código de VisualBasic y permite corregir los errores iniciales de programación. Después se generó un programa ejecutable en VisualBasic 6, que sirvió de base para las evaluaciones en campo y, posteriormente, como un módulo adaptable a la plataforma RHID que integra la base hidrofisiográfica de datos con los modelos de simulación.



Figura 6. Carátula de inicio del programa para efectuar los cálculos de contaminantes por el sistema de cauces de una cuenca (en la parte superior se tiene el menú de los tres módulos)

III.4. Módulo para cálculo de la DBO y OD

Este módulo (**Figura 7**) calcula la variación de la demanda bioquímica del oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (OD) e índice de calidad del agua (ICA), en los cauces de aguas superficiales con respecto a una distancia definida, tanto para una corriente como para dos corrientes que se mezclan aguas abajo. Las ecuaciones utilizadas para el cálculo del OD y del DBO son la de Streeter y Phelps (ecuaciones (10) y (11) antes presentadas) en tanto que para el ICA se utilizó el criterio de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2007).

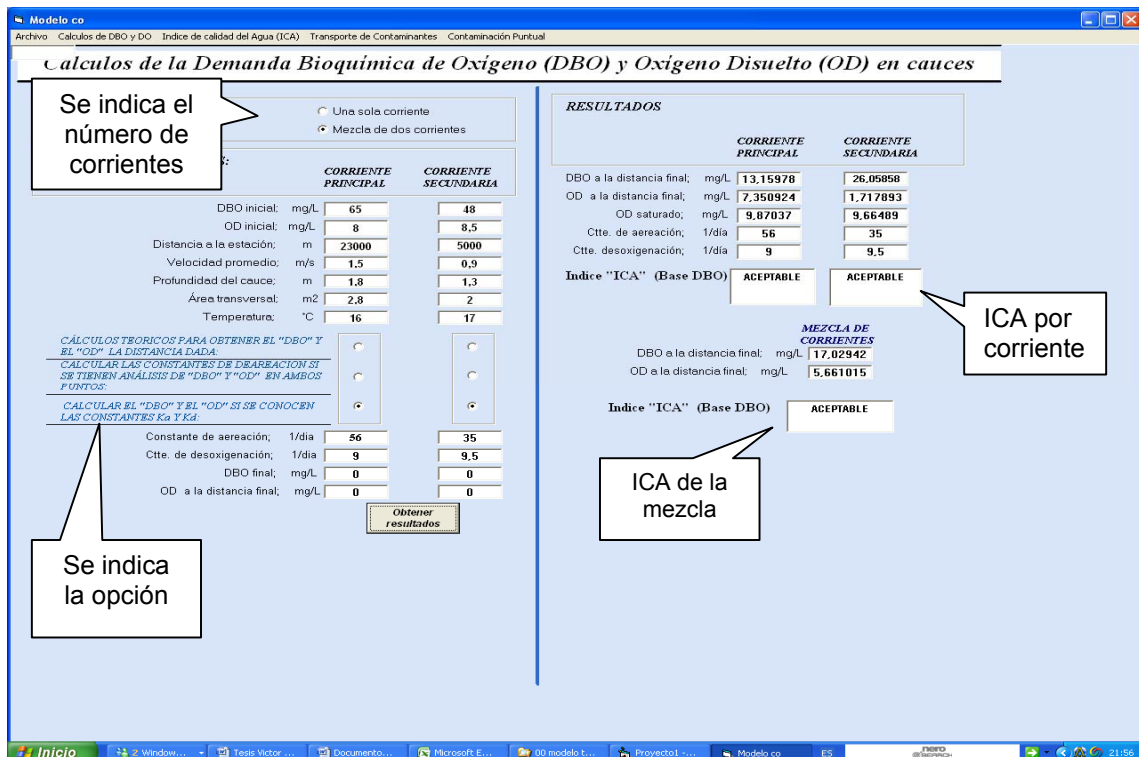


Figura 7. Carátula del módulo del programa para el cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces.

El módulo presenta tres opciones para la realización de los cálculos, tanto para una corriente como para dos. Antes de elegir alguna opción, el programa calcula la concentración de oxígeno disuelto saturado mediante la ecuación (18) (APHA, 1992).

En la primera opción no se conocen las constantes de aireación k_a ni desoxigenación k_d , por lo que el programa estima los valores de estas constantes con base en el criterio de Owens y Gibbs (1964) para velocidades moderadas y sistemas superficiales, en el caso de k_a ; y conforme al criterio propuesto en Hydroscience (1971), para la constante k_d . Ambos parámetros ocupan como dato la temperatura T de la corriente y la relación de Van't Hoff-Arrhenius (Bowie, *et al*, 1985). Los valores requeridos para cada uno de los cauces son: velocidad media (en m/s), profundidad del agua (m) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$); y se aplican las

ecuaciones (14) a (18), antes presentadas. Con los valores estimados de k_a y k_d , se calcula la DBO y OD (en mg/L), tomando en cuenta áreas transversales del cauce (en m²) y distancias (en m) a un punto definido, si es una sola corriente, o al punto del mezclado, en caso de dos corrientes (ecuaciones (10), (11) y (28)).

La opción dos se refiere al cálculo de las constantes k_a y k_d para cada una de las corrientes cuando se conocen los valores de DBO y OD, tanto en el punto de inicio como en el de mezclado (DBO_o y DBO_f), así como su área transversal (en m²), velocidad (en m/s), profundidad (en m) y temperatura (en °C). El programa despeja k_d de la ecuación (10) y, en tal caso, la expresión queda de la siguiente forma:

$$k_d = \frac{\ln\left(\frac{DBO_f}{DBO_o}\right) \times U}{x} \quad (29)$$

siendo k_d la constante de desoxigenación en 1/día; U la velocidad media del cauce en m/día; x es la distancia al punto de mezclado en m; y los DBO en mg/L.

El cálculo de la constante de aireación k_a se resuelve cuando se sustituye (3) en (11) y se establece una rutina en donde se supone un valor de k_a y se modifica hasta que se igualen los dos términos de la expresión (30)

$$D - (O_s - O_o) e^{\frac{-k_a x}{U}} = \frac{k_d DBO_o}{k_a - k_b} \left(e^{\frac{-k_d x}{U}} - e^{\frac{-k_a x}{U}} \right) \quad (30)$$

donde O_s es el oxígeno del cauce a la temperatura dada en mg/L y O_o es el OD en el punto de descarga en mg/L.

Finalmente, la opción tres corresponde al caso en que se conocen las constantes de aireación y desoxigenación, k_a y k_d , y con ellas se estiman los valores de DBO y OD.

Para las tres opciones se obtienen los valores de DBO en el punto de mezclado mediante las ecuaciones (10), (11) y (28) –como se ha dicho– en función de su área transversal, velocidad media, profundidad y temperatura. El programa también calcula los índices de calidad del agua (ICA) en función del DBO final, tanto para cada corriente como para ambas en el punto de mezclado, de acuerdo con los criterios de la Comisión Nacional del Agua.

Para evaluar de la operación del módulo, se analizaron seis casos posibles con valores supuestos. Los casos uno y dos fueron para obtener los resultados teóricos de la DBO y OD en mg/L, tomando en cuenta sólo las características del cauce. La primera corrida fue para una sola corriente y la segunda para dos corrientes y el mezclado de ambas. Los casos tres (para una corriente) y cuatro (para dos corrientes), fueron para calcular las constantes k_a y k_d cuando se conocen los valores iniciales y finales de DBO y OD, un poco antes del punto de mezclado. Los casos cinco (para una corriente) y seis (para dos) corresponden al cálculo de DBO y OD en los puntos finales y mezclado de ambas, cuando se conocen los valores de las constantes k_a y k_d .

La programación se fue optimizando mediante múltiples pruebas hasta eliminar errores al momento de asignar datos y aplicar las distintas ecuaciones descritas, y hasta obtener resultados satisfactorios (congruentes y similares entre sí, para cada uno de los casos estudiados). Los seis casos posibles de entrada de datos para el cálculo del DBO y OD, según la información disponible, se sintetizan a modo de diagrama en el **Cuadro 2** del trabajo de tesis.

Cuadro 2. Evaluaciones del módulo de cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces, para diferentes alternativas (Casos 1, 2 y 3, según se definen en las primeras columnas):

DEFINIR:				INFORMACION INICIAL										INFORMACION ADICIONAL REQUERIDA				RESULTADOS						
	Cálculos teóricos para obtener el DBO y el OD a la distancia dada:	Calcular las constantes k_a y k_d si se tienen análisis de DBO y OD	Calcular el DBO y el OD si se conocen las constantes k_a y k_d	DBO Inicial en mg/L	OD Inicial en mg/L	Distancia a la estancia en m	Velocidad Promedio en m/s	Profundidad del cauce en m	Área transversal en m ²	Temperatura en °C	Ctte. de areación K_a en 1/día	Ctte. de desoxigenación K_d en 1/día	DBO a la distancia final en mg/L	OD a la distancia final en mg/L	POR CORRIENTES					MEZCLA DE CORRIENTES				
															DBO a la distancia final en mg/L	OD a la distancia final en mg/L	OD saturado en mg/L	Ctte. de areación K_a en mg/L	Ctte. de desoxigenación K_d en mg/L	Índice ICA (Base DBO)	DBO a la distancia final en mg/L	OD a la distancia final en mg/L	Índice ICA (Base DBO)	
CASO UNO																								
UNA SOLA CORRIENTE	SI	no	no	40	8	15,000	0.5	0.45	3	17	0	0	0	0	29.17	7.59	9.66	13.64	0.909	ACEPTABLE	29.17	7.59	ACEPTABLE	
DOS CORRIENTES	no	no	no	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA				
CASO DOS																								
UNA SOLA CORRIENTE	SI	no	no	37	7	15,000	1.2	0.8	3	17	0	0	0	0	31.59	6.93	9.66	8.46	0.708	CONTAMINADA	35.55	5.97	CONTAMINADA	
DOS CORRIENTES	SI	no	no	45	6	23,400	1	1	5	15	0	0	0	0	38.40	5.28	10.08	4.72	0.585	CONTAMINADA				
CASO TRES																								
UNA SOLA CORRIENTE	no	SI	no	47	7	25,000	1.2	.9	3	18	0	0	45	8	45.00	8.00	9.47	28.64	0.907	CONTAMINADA	45.00	8.0	CONTAMINADA	
DOS CORRIENTES	no	no	no	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	N/A				

Cuadro 2. Evaluaciones del módulo de cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces, para diferentes alternativas (Casos 4, 5 y 6, según se definen en las primeras columnas):

DEFINIR:				INFORMACION INICIAL							INFORMACION ADICIONAL REQUERIDA				RESULTADOS								
	Cálculos teóricos para obtener el DBO y el OD a la distancia dada:	Calcular las constantes k_a y k_d si se tienen análisis de DBO y OD	Calcular el DBO y el OD si se conocen las constantes k_a y k_d	DBO Inicial en mg/L	OD Inicial en mg/L	Distancia a la estancia en m	Velocidad Promedio en m/s	Profundidad del cauce en m	Área transversal en m ²	Temperatura en °C	Ctte. de areación K_a en 1/día	Ctte. de desoxigenación K_d en 1/día	DBO a la distancia final en mg/L	OD a la distancia final en mg/L	POR CORRIENTES						MEZCLA DE CORRIENTES		
															DBO a la distancia final en mg/L	OD a la distancia final en mg/L	OD saturado en mg/L	Ctte. de areación K_a en mg/L	Ctte. de desoxigenación K_d en mg/L	Índice ICA (Base DBO)	DBO a la distancia final en mg/L	OD a la distancia final en mg/L	Índice ICA (Base DBO)
CASO CUATRO																							
UNA SOLA CORRIENTE	no	SI	no	80	8	20,000	0.9	0.9	3	19	0	0	65	9	65	9	9.276	100	8.07	CONTAMINADA	60.88	8.69	CONTAMINADA
DOS CORRIENTES	no	SI	no	56	7.5	13,000	1.4	1.1	5	15	0	0	45	8.5	45	8.5	10.08	37.32	2.03	CONTAMINADA			
CASO CINCO																							
UNA SOLA CORRIENTE	si	no	SI	75	6.7	18,000	13	0.9	3.5	14	90	8	0	0	20.81	8.27	10.30	90	8	ACEPTABLE	20.81	8.27	ACEPTABLE
DOS CORRIENTES	no	no	no	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	N/A			
CASO SEIS																							
UNA SOLA CORRIENTE	si	no	SI	65	8	23,000	1.5	1.8	2.8	16	56	9	0	0	13.16	7.35	9.87	56	9	ACEPTABLE	17.03	5.66	ACEPTABLE
DOS CORRIENTES	no	no	SI	48	8.5	5,000	0.9	1.3	2.0	17	35	9.5	0	0	26.05	1.71	9.66	35	9.5	ACEPTABLE			

III.5 Módulo para el cálculo de la dispersión de contaminantes puntuales no conservativos vertidos a un cauce

Este módulo (**Figura 8**) simula la dispersión de la concentración de contaminantes a cierta distancia dada, aguas abajo de los vertidos en un punto inicial, en cantidades y tiempos variables. El programa presenta dos opciones para la realización de los cálculos, tanto para una corriente como para dos a diferentes distancias de un punto de mezclado, y calcula la dispersión de las concentraciones de llegada por corriente y por mezclado, generando una gráfica donde se observa la forma de llegada de las concentraciones del contaminante. Calcula también el tiempo de inicio de llegada del mismo, el tiempo al que ocurre la máxima concentración (incluyendo su valor) y el instante en que termina la contaminación. Este programa se formuló igualmente en lenguaje VisualBasic, resolviendo la ecuación diferencial de advección-dispersión mediante el método de la integral de convolución, antes descrito en la sección II.2.1. La codificación se presenta en el **ANEXO B**.

Los datos requeridos por el programa son: velocidad de la corriente (en m/s), coeficiente de dispersión (en m^2/s), área transversal promedio del cauce (en m^2) y la longitud del tramo aguas abajo (en m), en el sitio donde se requiere conocer la concentración de llegada del contaminante (por ejemplo, el punto de mezclado). La adición de contaminantes, en kg/min, se especifica por intervalos, (en minutos) de igual o distinta concentración. El programa registra la llegada del contaminante cuando su concentración es mayor a 0.05 mg/L y comienza a acumular las concentraciones en intervalos de 60 segundos.

Para verificar la funcionalidad del programa, se simularon 7 posibles situaciones con valores supuestos, en las cuales se indicaron los datos para dos cauces de: velocidad media, coeficiente de dispersión, longitud del tramo al punto de mezclado, área transversal del cauce, así como los valores en kg/min de las adiciones de contaminantes vertidos a los dos cauces (principal y afluente). El programa se corrió con variaciones de 1,000 m para la distancia de la corriente

secundaria al punto de confluencia –entre 2,500 m y 8,500 m– y se obtuvieron resultados de la dispersión en forma de gráficas, así como los tiempos (en minutos) de: llegada del contaminante, de concentración máxima (además de su valor, en mg/ L) y de recesión o final.

Como en otros casos, la programación del módulo se fue mejorando con cada corrida hasta obtener resultados confiables según los valores supuestos y hasta lograr una buena operación. Los resultados y gráficas de las evaluaciones se observan en el **Cuadro 3** y en la **Figura 8**. Como puede verse en el cuadro, se comparan resultados de siete casos donde se varía la distancia a la que se hace el vertido de contaminante sobre la corriente secundaria conforme a las concentraciones propuestas en la propia tabla. En la **Figura 8-a**, se advierte que el contaminante de la corriente secundaria llega antes al punto de mezclado que la dispersión proveniente de la corriente principal. En la gráfica de las **Figuras 8-b a 8-f** se observa cómo la dispersión de la corriente secundaria se retrasa al incrementarse la distancia al punto de mezclado. Las concentraciones de las dispersiones se acumulan cuando los tiempos de llegada son más o menos simultáneos, tal como se ejemplifica en el caso de la **Figura 8-e**.

En el **Cuadro 3** se presentan las condiciones iniciales de los 7 casos, así como los resultados en el punto de mezclado, para ambas corrientes, de los tiempos más significativos (inicial, asociado al pico y final) y el valor de la máxima concentración, según ya fue explicado. Para el caso 5, por ejemplo, la máxima concentración (74.03 mg/L) ocurre al momento en que se superponen las dispersiones de la corriente principal y la secundaria.

Cuadro 3. Evaluación del módulo del cálculo de la dispersión de contaminantes puntuales conservativos vertidos en un cauce variando la distancia de la corriente secundaria.

NÚMERO DE CASO:		1	2	3	4	5	6	7																																																																																		
	CORRIENTE PRINCIPAL	CORRIENTE SECUNDARIA																																																																																								
Longitud del tramo (m):	8,000	2,500	3,500	4,500	5,500	6,500	7,500	8,500																																																																																		
Velocidad media (m/s):	1.30	1.00																																																																																								
Coefficiente de dispersión (m ² /s):	20.0	32.0																																																																																								
Área transversal (m ²):	2.00	3.00																																																																																								
	<p>Concentraciones vertidas al cauce</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>minutos</th> <th>kg/min</th> <th>minutos</th> <th>kg/min</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1</td><td>17.0</td><td>11</td><td>25.0</td></tr> <tr><td>2</td><td>17.0</td><td>12</td><td>25.0</td></tr> <tr><td>3</td><td>17.0</td><td>13</td><td>25.0</td></tr> <tr><td>4</td><td>17.0</td><td>14</td><td>27.0</td></tr> <tr><td>5</td><td>17.0</td><td>15</td><td>13.0</td></tr> <tr><td>6</td><td>17.0</td><td>16</td><td>13.0</td></tr> <tr><td>7</td><td>25.0</td><td>17</td><td>13.0</td></tr> <tr><td>8</td><td>25.0</td><td>18</td><td>13.0</td></tr> <tr><td>9</td><td>25.0</td><td>19</td><td>13.0</td></tr> <tr><td>10</td><td>25.0</td><td>20</td><td>13.0</td></tr> </tbody> </table>	minutos	kg/min	minutos	kg/min	1	17.0	11	25.0	2	17.0	12	25.0	3	17.0	13	25.0	4	17.0	14	27.0	5	17.0	15	13.0	6	17.0	16	13.0	7	25.0	17	13.0	8	25.0	18	13.0	9	25.0	19	13.0	10	25.0	20	13.0	<p>Concentraciones vertidas a los cauces (min)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>minutos</th> <th>kg/min</th> <th>minutos</th> <th>kg/min</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1</td><td>15.0</td><td>11</td><td>10.0</td></tr> <tr><td>2</td><td>15.0</td><td>12</td><td>10.0</td></tr> <tr><td>3</td><td>15.0</td><td>13</td><td>10.0</td></tr> <tr><td>4</td><td>15.0</td><td>14</td><td>10.0</td></tr> <tr><td>5</td><td>15.0</td><td>15</td><td>10.0</td></tr> <tr><td>6</td><td>15.0</td><td>16</td><td>10.0</td></tr> <tr><td>7</td><td>15.0</td><td>17</td><td>0.0</td></tr> <tr><td>8</td><td>15.0</td><td>18</td><td>0.0</td></tr> <tr><td>9</td><td>10.0</td><td>19</td><td>0.0</td></tr> <tr><td>10</td><td>10.0</td><td>20</td><td>0.0</td></tr> </tbody> </table>	minutos	kg/min	minutos	kg/min	1	15.0	11	10.0	2	15.0	12	10.0	3	15.0	13	10.0	4	15.0	14	10.0	5	15.0	15	10.0	6	15.0	16	10.0	7	15.0	17	0.0	8	15.0	18	0.0	9	10.0	19	0.0	10	10.0	20	0.0
minutos	kg/min	minutos	kg/min																																																																																							
1	17.0	11	25.0																																																																																							
2	17.0	12	25.0																																																																																							
3	17.0	13	25.0																																																																																							
4	17.0	14	27.0																																																																																							
5	17.0	15	13.0																																																																																							
6	17.0	16	13.0																																																																																							
7	25.0	17	13.0																																																																																							
8	25.0	18	13.0																																																																																							
9	25.0	19	13.0																																																																																							
10	25.0	20	13.0																																																																																							
minutos	kg/min	minutos	kg/min																																																																																							
1	15.0	11	10.0																																																																																							
2	15.0	12	10.0																																																																																							
3	15.0	13	10.0																																																																																							
4	15.0	14	10.0																																																																																							
5	15.0	15	10.0																																																																																							
6	15.0	16	10.0																																																																																							
7	15.0	17	0.0																																																																																							
8	15.0	18	0.0																																																																																							
9	10.0	19	0.0																																																																																							
10	10.0	20	0.0																																																																																							
RESULTADOS DE LA DISPERSION DE CONTAMINANTES EN EL PUNTO DE MEZCLADO:																																																																																										
NÚMERO DE CASO:		1	2	3	4	5	6	7																																																																																		
Tiempo inicial de llegada	min.	25	38	52	66	80	75	85																																																																																		
Concentración máxima de llegada	mg/L	35.93	53.96	54.40	64.78	74.03	59.37	54.10																																																																																		
Tiempo de llegada de la concentración máxima	min.	111	111	111	110	112	112	111																																																																																		
Tiempo de salida	min.	141	141	141	141	155	173	192																																																																																		

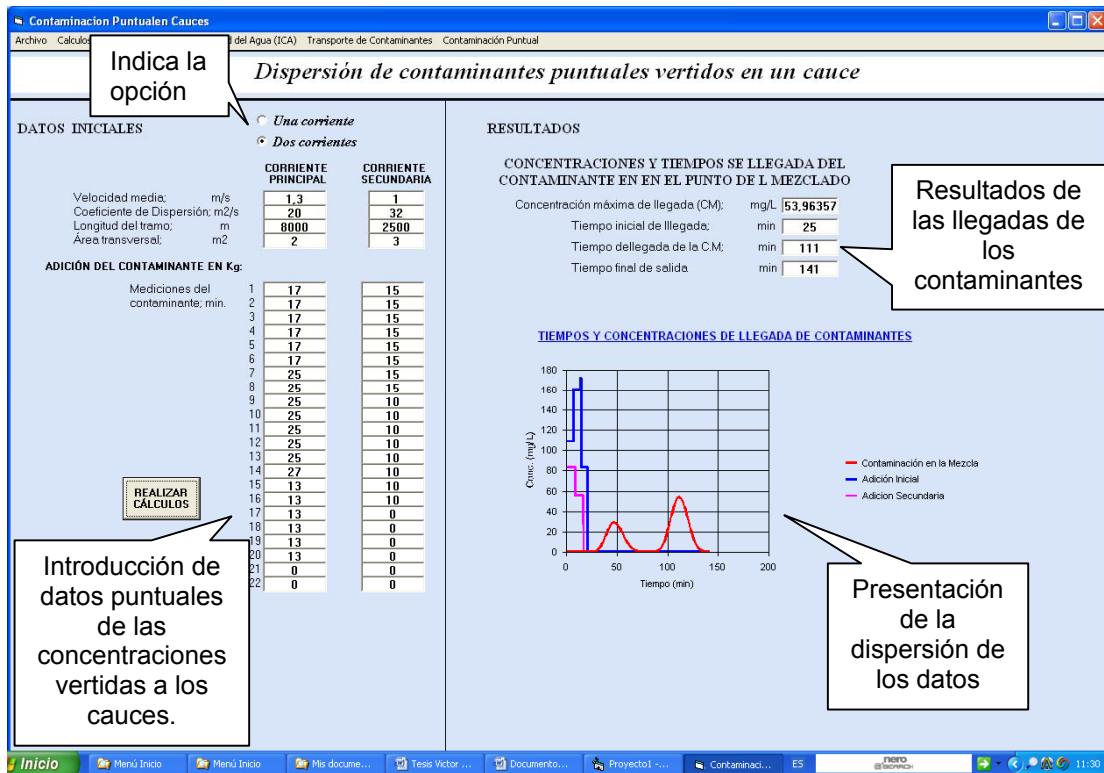


Figura 8-b

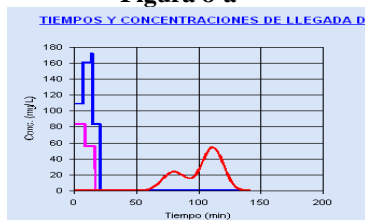


Figura 8-c

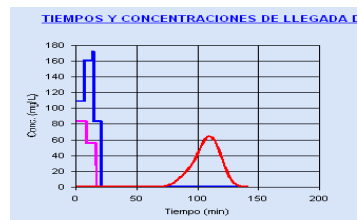


Figura 8-d



Figura 8-e



Figura 8-f



Figura 8-g

Figura 8. Carátula del módulo y gráficas de dispersión de contaminantes puntuales en un punto de mezclado, con sustancias conservativas vertidas en un cauce principal y en uno secundario. Las gráficas presentan las dispersiones cuando se varía la distancia de la corriente secundaria en; 2500 m (8-a); 3,500 m (8-b); 4,500 m (8-c); 5,500 m (8-d); 6,500 m (8-e); 7,500 m (8-f) y 8,500 m (8-g).

Por otro lado, con objeto de comparar el modelo de la integral de convolución con respecto a la ecuación de adición puntual (Chapra, 1997), limitada a la simulación de un vertido único e instantáneo, se modelaron ambos esquemas bajo las mismas condiciones, en este caso: adición única de 9.48 kg (en el primer minuto); velocidad promedio, 1.79 m/s; coeficiente de difusión, 2.47 m²/s; longitud del tramo, 520.0 m; y área transversal, 0.284 m². Como era de esperarse, según se ve en la **Figura 9**, ambas gráficas se superponen (coeficiente de correlación de 0.997), demostrando así que la segunda ecuación es un caso particular (simplificado) de la integral de convolución discretizada que permite, a diferencia de ésta, simular la dispersión de un conjunto de descargas puntuales.

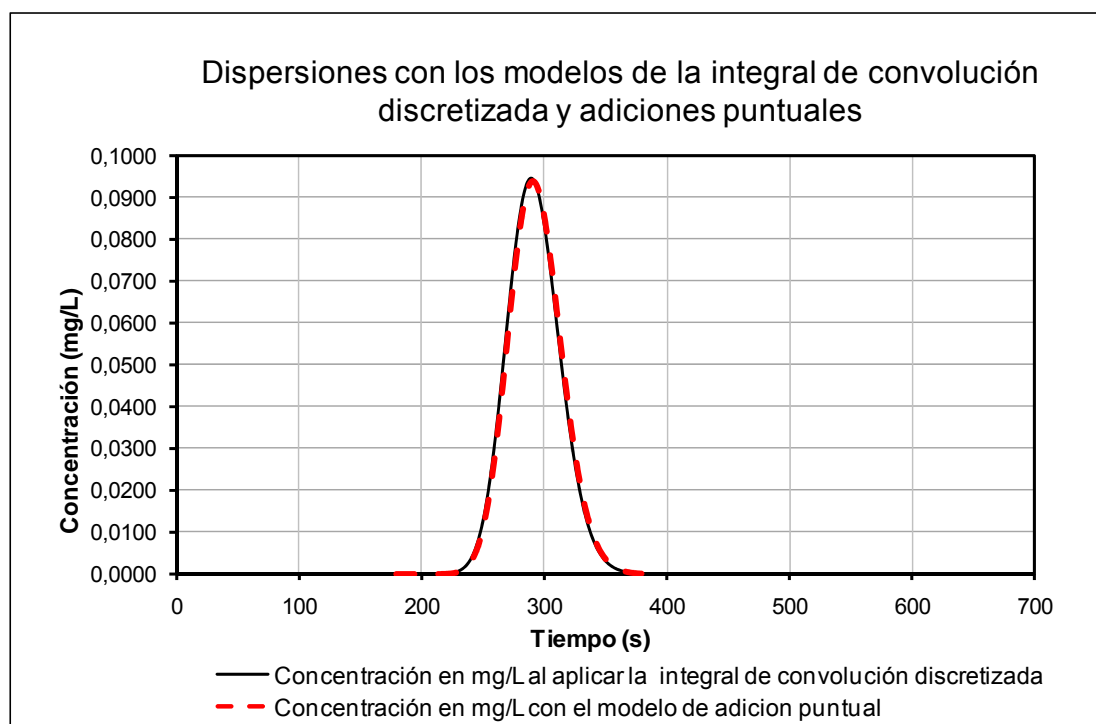


Figura 9. Comparación de la simulación del vertido puntual en un cauce, entre el modelo de la integral de convolución discretizada y el de descarga puntual (Chapra, 1997).

III.6 Módulo para cálculo de la disminución de contaminantes no conservativos en un cauce

Este módulo calcula la pérdida de la concentración de sustancias contaminantes no conservativas vertidas a un cauce a través de la distancia que se recorre por una o dos corrientes y para cierto punto de mezclado, utilizando la ecuación desarrollada por Thomann y Salas, (1994).

El módulo presenta dos opciones. En la primera se define si los cálculos son para una o para dos corrientes hasta un mismo punto de mezclado; y en la segunda opción se indica: a) si se requiere conocer la concentración final cuando se conoce la tasa de pérdida de la sustancia química v_t (en mg/L); y b) si se quiere conocer v_t cuando se tienen las concentraciones del punto inicial y las del punto de mezclado de los cauces (ver **Figura 10**).

Cálculo de la disminución de contaminantes
CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN DE SUSTANCIAS CONTAMINANTES A DIFERENTES DISTANCIAS

Una sola corriente
 Mezcla de dos corrientes

Datos iniciales:

	Una corriente	Mezcla de dos corrientes
Concentración de contaminante en el punto inicial, (mg/L)	3.5	3.5
Distancia al punto de mezclado, (m)	1000	1000
Profundidad promedio del cauce, (m)	1	1
Velocidad de la corriente, (m/s)	0.19	0.19
Área transversal promedio del cauce, (m ²)	1	1

Información adicional requerida para los cálculos siguientes:

Calcular las concentraciones de las sustancias a la distancia dada
Pérdida neta de la sustancia (M), (mg/L)

Calcular los Valores de Pérdida Neta de las Sustancias Químicas (V_t)
Concentración del contaminante a la distancia de referencia, (mg/L)

RESULTADOS POR CADA CORRIENTE:

	Una corriente	Mezcla de dos corrientes
Pérdida neta de la sustancia (M), (mg/L)	0.0000001	0.0000001
Concentración del contaminante a la distancia de referencia, (mg/L)	2.2	2.2

RESULTADOS DE LA MEZCLA DE CORRIENTES:

Concentración del contaminante a la distancia de referencia, (mg/L)	2.2
---	-----

REALIZAR CÁLCULOS

Figura 10. Carátula del módulo del programa para el cálculo de la disminución de contaminantes en un cauce, indicando los lugares para ingreso de datos y despliegue de resultados.

Para revisar la operación del módulo, se evaluaron 4 posibles casos con valores supuestos. En los casos 1 y 2, las opciones fueron para calcular la concentración en los puntos de mezclado, tanto para una corriente como para dos. En los casos 3 y 4, las opciones fueron para encontrar el valor de la tasa de pérdida de la sustancia química v_t , siendo la evaluación 3 para una corriente y la 4 para dos corrientes.

Las variables básicas requeridas son: valor de la concentración del contaminantes en el punto inicial (en mg/L), distancia a la que se va a obtener la disminución del tóxico (en m), profundidad del agua promedio en el cauce (en m), área transversal del flujo (en m^2) y su velocidad media (en m/s). Para los casos en que la opción es encontrar la concentración del contaminante aguas abajo, se introduce el valor de v_t y, para el caso en que éste sea la incógnita, se indica la concentración en el punto de mezclado. El programa del módulo fue desarrollado, como en los casos previos, en lenguaje Visual Basic 6 de Microsoft© y su código se puede consultar en el **ANEXO C**.

Los resultados de los casos, para valores supuestos como ejemplo, se presentan en el **Cuadro 4**; en los dos primeros se obtuvo v_t en el punto de mezclado, conocidas las concentraciones inicial y final para una o dos corrientes, utilizando la ecuación (27). Para los dos siguientes casos, donde la concentración inicial del contaminante v_t es conocida, se calculó la concentración final para una o dos corrientes en el punto de mezclado, aguas abajo de los sitios de vertido.

Cuadro 4. Evaluación de las opciones del modulo de disminución de contaminantes vertidos en un cauce.

CASOS:		1	2		3	4	
		Corriente 1	Corriente 1	Corriente 2	Corriente 1	Corriente 1	Corriente 2
Definir Opción	una corrientes	SI			SI		
	dos corrientes		SI			SI	
Definir Opción	Calcular la pérdida neta de sustancia tóxica v_i (mg/s)				SI	SI	SI
	Calcular la concentración de la sustancia tóxica en el punto de mezclado (mg/L)	SI	SI	SI			
Información inicial	Concentración del tóxico en el punto inicial (mg/L)	4.5	3.5	2.3	6.55	2.55	1.38
	Distancia al punto final (m)	10,000	10,000	13,000	10,000	10,000	13,000
	Profundidad promedio del cauce (m)	1	1	0.5	1	1	0.5
	Velocidad de la corriente (m/s)	0.9	0.9	1.2	0.9	0.9	1.2
	Área Transversal promedio (m ²)	3.0	3.0	2.0	3.0	3.0	2.0
Información adicional	Pérdida neta de sustancia Tóxica v_i (mg/s)	0.0000002	0.0000001	0.0000001			
	Concentración del contaminante, a la distancia de referencia (mg/L)				6.45	2.55	1.38
Resultados:	Perdida neta de sustancia tóxica v_i (mg/s)	0.0000002	0.0000001	0.0000001	0.00000138	0.0000036	0.0000017
	Concentración del contaminante, a la distancia de referencia (mg/L)	4.490	3.496	2.295	6.45	2.55	1.38
	Concentración del contaminante, en el punto de mezclado (mg/L)		2.931			1.923	

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IV.1 Estudio de caso. Presa San Pedro Huimilpan

Para probar la metodología propuesta y habilitada en los módulos descritos en el capítulo previo, se ha elegido el canal a la salida de la toma de la presa San Pedro Huimilpan, Querétaro para evaluar la dispersión de contaminantes conservativos, y un tramo del propio río Huimilpan (por un vertido casi constante del vertedor de la presa) para evaluar la ecuación de Streeter y Phelps (Chapra, 1997) para análisis de la DBO y OD. Los criterios para seleccionarla fueron:

- a) Facilidad de para medir el flujo en un canal de características constantes;
- b) Facilidad de comunicación para acceder al sitio de trabajo;
- c) Información disponible de las condiciones geográficas de la presa;
- d) Apoyo de personal de la Universidad para hacer el ensayo experimental y el muestreo correspondiente.

La Presa San Pedro Huimilpan (o Presa Insurgente Miguel Domínguez), que inició su operación en 1970, se encuentra localizada en el municipio de Huimilpan, Querétaro, en las coordenadas 20° 19' 26" de latitud N y 100° 17' 28" de longitud W. Pertenece a la región hidrológica 12, Lerma-Chapala-Santiago, y tiene una capacidad original de almacenamiento de 5 millones de metros cúbicos. La calidad del agua (ICA), de acuerdo con los datos recolectados, se puede considerar como aceptable (Ulloa, 2005).

Los trabajos de campo consistieron en la toma de mediciones y muestras para analizarlas posteriormente en el laboratorio de la Universidad Tecnológica de Querétaro, a fin de que los resultados fueran comparados con los proporcionados por los módulos de simulación numérica. Las variables utilizadas en cada caso se describen en el desarrollo de cada uno de ellos.

IV.2 Evaluaciones en campo de DBO, OD, ICA y pérdida de sustancia tóxica

La evaluación con datos de campo de los módulos denominados “Cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces”, que incluye el cálculo del Índice de Calidad (ICA), así como el “Cálculo de la disminución de contaminantes no conservativos en un cauce” se realizó con base en las mediciones efectuadas en el área de estudio, específicamente sobre el canal de riego y el río Huimilpan, ubicados entre la Presa San Pedro y la de Huimilpan (**Figura 11**).

Para la obtención de las constantes k_a y k_d , utilizadas para el cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD), se puede aplicar un método simplificado (Hernández, 2001) que ocupa valores medidos en dos puntos del cauce con características similares, correspondientes a: forma del río, sección transversal, profundidad de la lámina de agua, características químicas, características biológicas, características hidráulicas, velocidad de la corriente y actividad bacteriana, utilizando la rutina de cálculo basada en las ecuaciones (29) y (30), definidas en la sección III.4. Las evaluaciones se realizaron para dos tipos de corrientes: en el canal de riego localizado a la descarga de la presa San Pedro y en la corriente del propio río Huimilpan, que inicia en la descarga de la presa. El período en que se efectuó la evaluación en el río, correspondió aun vertido de la presa durante varios días por lo que fue en el periodo continuo regulado de derrame de la presa en tanto que se observó una corriente continua y flujo poco variable. Se hizo también una inspección de descargas adicionales al río, pero no se detectó ninguna adicional a la de la presa, por lo que se supuso única y en condiciones de flujo casi permanente. En cuanto al canal de riego, se observó más claramente que se tenían condiciones prácticamente constantes (ninguna entrada adicional, sección prismática, pendiente uniforme y flujo permanente o de gasto constante). Con los valores obtenidos por análisis de DBO_5 y OD, se

despejaron los valores de k_a y k_d de la ecuación de Streeter y Phelps y se compararon con valores teóricos.

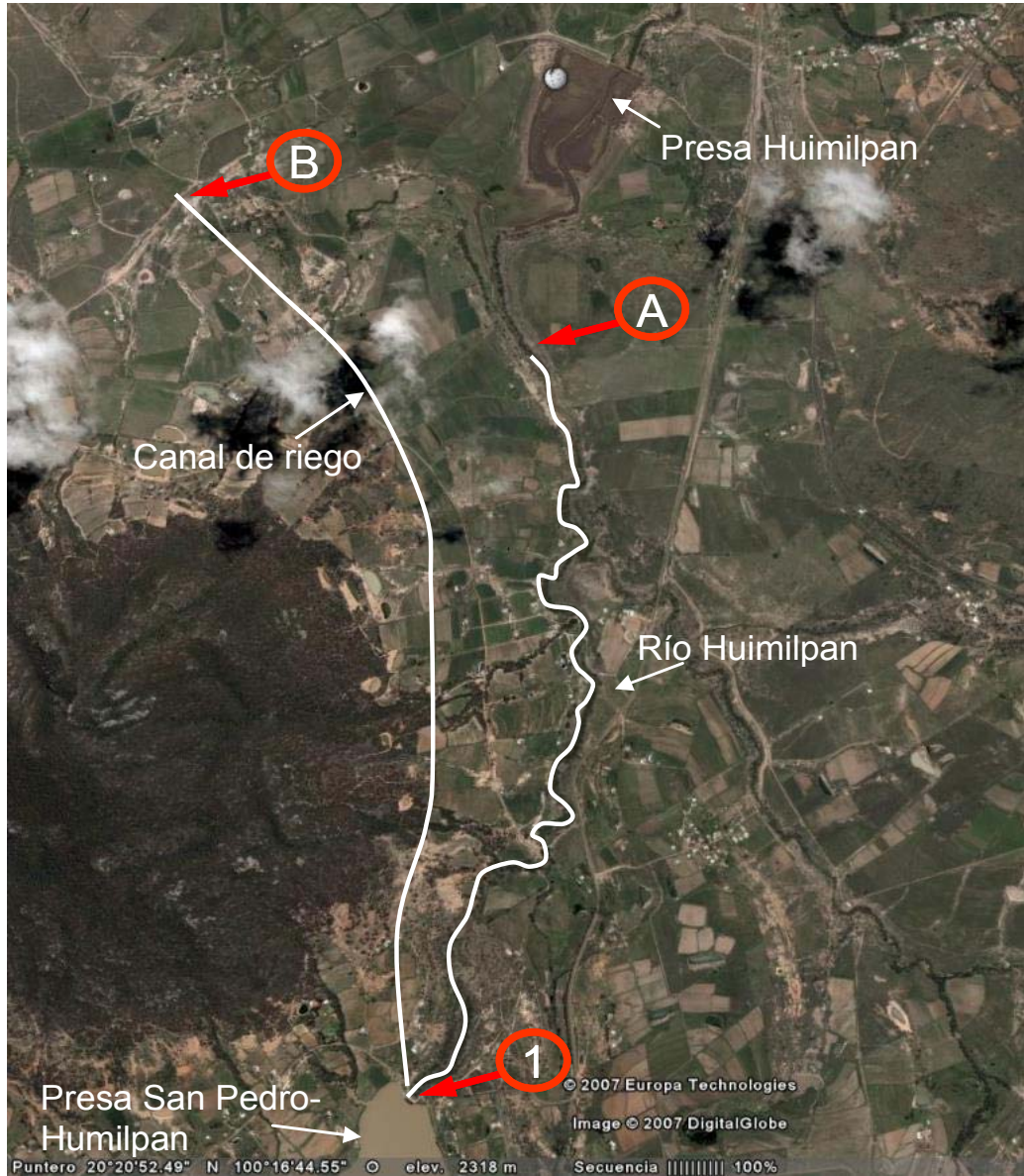


Figura 11. Localización de puntos de muestreo de las mediciones realizadas en el área de estudio, a la salida de la presa San Pedro Huimilpan, para evaluar el transporte de contaminantes (DBO, DO y metales). La primera medición fue del punto 1 al punto “A” (29-IX-2006); la segunda y la tercera fueron del punto 1 al “B” (12-01-2007 y 12 -VI-2007). La imagen aérea ha sido generada con ayuda del programa Google Earth©, 2008.

En cuanto a la disminución de la concentración de contaminantes químicos, con base en las mediciones iniciales y finales de las concentraciones de hierro de las muestras obtenidas en campo, se obtuvo la pérdida neta de sustancia tóxica en los cauces, v_t (en mg/s). Las evaluaciones realizadas fueron las siguientes:

Evaluación 1 (29 de noviembre del 2006). Se tomaron muestras en dos puntos: el primero (17:30 horas) en el río Huimilpan, cerca de la cortina de la presa San Pedro; y el segundo (18:15 horas) en la corriente del río Huimilpan, cerca de la presa Huimilpan, a una distancia de 4,275 m. Se tomaron 6 muestras en total para análisis de la DB0, OD y para hierro (las muestras fueron tomadas en un periodo de 2 horas). Las mediciones para velocidad de la corriente se tomaron en un punto 35 metros antes del sitio final de muestreo debido a sus condiciones físicas de uniformidad del cauce.

Evaluación 2 (12 de enero del 2007). Se tomaron también muestras en dos puntos: el primero en el canal de riego, a la descarga de la toma de la presa San Pedro (17:50 horas); y el segundo en el mismo canal cerca de la población de Huimilpan (18:15 horas). Se tomaron igualmente 6 muestras para análisis de la DB0, OD y para hierro en un periodo de una hora y 30 minutos.

Evaluación 3 (12 de junio del 2007). De manera similar que las anteriores, se tomaron muestras en dos puntos: el primero en el canal de riego a la descarga de la toma de la presa San Pedro; y el segundo en el mismo canal cerca de la población de Huimilpan. Las mediciones se efectuaron a las 14:50 y 19:15 horas, respectivamente ambas con duración de una hora. Como siempre, se tomaron 6 muestras para análisis de DB0, oxígeno disuelto y hierro.

En las tres evaluaciones, las muestras se manejaron de acuerdo a los procedimientos establecidos para los análisis posteriores en el laboratorio de la Universidad Tecnológica de Querétaro, con personal del área de Tecnología Ambiental. Por otro lado, en campo se midieron las condiciones de la corriente del agua: temperatura, pH y conductividad eléctrica. El caudal del río se calculó con la

medición de la velocidad superficial mediante un objeto flotante (pelotas de “ping pong”), según la distancia de recorrido y el tiempo de traslado entre dos puntos; y el área transversal se determinó con base en las profundidades de la corriente en varios puntos. El mismo sistema se utilizó para el canal de riego. Las características de los muestreos correspondientes a las tres evaluaciones, se pueden consultar en el **Cuadro 5**. Por su parte, la **Figura 12** contiene algunas fotografías con aspectos diversos observados durante el trabajo de campo.



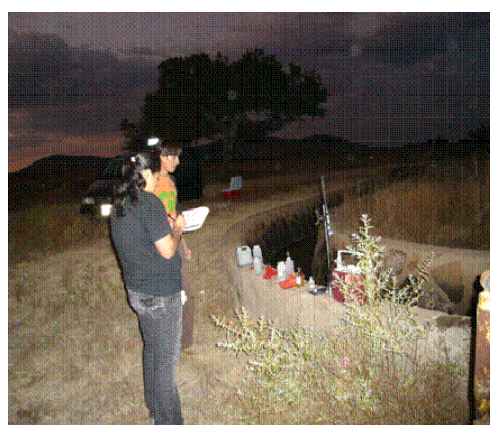
12-a



12-b



12-c



12-d

Figura 12. Fotografías tomadas durante los muestreos para el DBO, OD y metales. Las fotos 12-a y 12-b corresponden a los puntos inicial y final de la primera evaluación, realizada el 29-IX.-2006 en el río Huimilpan. Las fotos 12-c y 12-d son de la segunda evaluación, efectuada en el canal de riego (12-01-2007).

Cuadro 5. Características hidráulicas de los puntos inicial y final de las evaluaciones realizadas en el cauce del río Huimilpan y el canal de riego para DBO, OD y metales.

Evaluación (Fecha)	Descripción	Latitud (°N)	Longitud (°O)	Altura (msn)	Distancia entre puntos (m)	Profundidad (m)	Velocidad (m/s)	Área (m ²)	Caudal (m ³ /s)	Temperatura (°C)
1 (29-IX.-2006)	Punto inicial (1) Descarga presa San Pedro al río Huimilpan.	20°19' 47.80"	100°17' 20.28"	2,360	4,275	0.15	0.18	1.34	0.243	15.0
	Punto final (B) Río Huimilpan	20°21' 20.94"	100°17' 01.24"	2,314						15.5
2 (12-01-2007)	Punto inicial (1) Descarga presa San Pedro al canal de riego	20°19' 48.49"	100°17' 21.49"	2,375	4,456	0.12	0.517	0.232	0.120	15.0
	Punto final (B) Canal de riego	20°21' 41.28"	100°17' 52.20"	2,342						16.0
3 (12-VI-2007)	Punto inicial (1) Descarga presa San Pedro al canal de riego	20°19' 48.49"	100°17' 21.49"	2,375	4,456	0.28	0.338	0.504	0.170	16.0
	Punto final (B) Canal de riego	20°21' 41.28"	100°17' 52.20"	2,342						16.0

Los datos obtenidos de las evaluaciones se procesaron con ayuda de los módulos de “Cálculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD) en cauces”, que incluye el cálculo del índice de Calidad (ICA) del agua con base en la DBO; y el “Cálculo de la disminución de contaminantes en un cauce”. Con ellos se obtuvieron los valores de la constante de transferencia de oxígeno del aire a la corriente de agua (constante de aireación k_a) y de la constante cinética de primer orden para el consumo de oxígeno por acción metabólica (constante de desoxigenación, k_d) tanto en forma teórica, como en base a los análisis de DBO y OD. Los resultados de las tres evaluaciones, obtenidos tanto por el módulo de cálculo de DBO y OD como por las mediciones de campo, indican una aproximación promedio en el DBO_5 del 88.4% y de 94.6% en el OD según el modelo con los resultados de los análisis (Ver detalle en el **Cuadro 6**).

Cuadro 6. Resultados de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y oxígeno disuelto (OD) obtenidas por análisis y por el módulo de cálculo.

Número de evaluación (Fecha)	Lugar	Características	Resultados en el punto inicial (mg/L)	Resultados en el punto final (mg/L)	
				Obtenidos por el modelo	Valores medidos
1 (29-IX.-2006)	Cauce del río Huimilpan	DBO_5	35.0	24.26	29.0
		DO_0	7.8	9.42	9.00
2 (12/01/2007)	Canal de riego	DBO_5	35.0	30.23	26.0
		DO_0	8.3	9.79	8.90
3 (12-VI-2007)	Canal de riego	DBO_5	33.0	28.26	29.0
		DO_0	8.6	8.86	9.00
Promedios de DBO_5				27.54	28.0
Promedios de DO_0				9.34	9.23

La variabilidad encontrada para cada evaluación es mayor y se explica al momento de comparar las constantes k_a y k_d , obtenidas mediante relaciones teóricas conocidas de la literatura (Chapra, 1997) y basadas en cauces diferentes a los evaluados, esto es donde se efectuaron las mediciones de DBO y OD (ver **Cuadro 7**).

Cuadro 7. Constantes de aereación (k_a) y desoxigenación (k_d) obtenidas por el modelo en forma teórica y por las mediciones de DBO y OD en los puntos inicial y final.

Número de evaluación (Fecha)	Lugar	Constantes (1/día)	Resultados obtenidos:	
			Modelo	Con datos en campo
1 29-IX.-2006	Cauce del río Huimilpan	Aereación (k_a)	50.08	29.72
		Desoxigenación (k_d)	1.33	0.68
2 2/01/2007	Canal de riego	Aereación (k_a)	153.45	100.00
		Desoxigenación (k_d)	1.47	2.99
3 12-VI-2007	Canal de riego	Aereación (k_a)	24.073	39.09
		Desoxigenación (k_d)	1.01	1.5

Las variaciones entre los rangos del índice de calidad del agua (ICA) con base en el DBO₅ (ver **Cuadro 1**), es mucho mayor que las variaciones encontradas en las evaluaciones, por lo que la aplicación del modelo es viable y puede aplicarse con mayor certeza si se tiene una base de datos con las constantes k_a y k_d , tomando en cuenta las variaciones estacionales del área (Hernández, 2001).

Cuando se evalúa la disminución de sustancias químicas que no son conservativas, se ocupan valores previos de la tasa de pérdida de la sustancia v_T , ya que su evaluación teórica debe tomar en cuenta mecanismos de: sorción, desorción, sedimentación, resuspensión, disposición, biodegradación, fotólisis, hidrólisis, etc. (Thomann y Salas, 1994) que hace bastante complejo un cálculo teórico. El módulo de destino de sustancias químicas fue aplicado en el cálculo de v_T para el hierro –en tanto que el cauce presenta niveles detectables para este metal (Ulloa R., 2005)– con base en las mediciones efectuadas en los puntos inicial y final del canal estudiado (ver **Cuadro 8**). De ahí que se requiera tener valores previos de v_T para determinar más confiablemente la disminución de contaminantes a cierta distancia del sitio de vertido.

Cuadro 8. Constante de pérdida v_t para el hierro (Fe) calculada por el módulo de disminución de contaminantes no conservativos, con los análisis en los puntos iniciales y finales del cauce estudiado.

Número de evaluación (Fecha)	Lugar	Distancia	Análisis Fe en mg/L		V_T calculada en mg/s
			Punto "0"	Punto final	
1 (29-IX.-2006)	Cauce del Río Huimilpan	4,275	3.00	2.66	0.000004017
2 (12/01/2007)	Canal de Riego	4,456	2.01	1.96	0.000004017
3 12-VI-2007	Canal de Riego	4,456	6.78	6.03	0.0000031699

IV.3 Evaluaciones en campo de la dispersión de contaminantes puntuales conservativos

Para evaluar el modelo de cálculo de la dispersión de contaminantes puntuales conservativos aplicando la ecuación de advección-dispersión, se realizaron dos mediciones de conductividad eléctrica (28 de enero de 2008) en el canal de riego a la descarga de la toma de la presa San Pedro (**Cuadro 9** y **Figura 13**), para determinar con ello la concentración del soluto vertido (como se explica más adelante)

Cuadro 9. Datos de localización e hidráulicos para las 2 evaluaciones realizadas en el canal de riego de la presa San Pedro-Huimilpan (Dispersión de contaminantes).

Número de evaluación (Fecha)	Descripción	Latitud	Longitud	Altura	Velocidad	Área	Caudal	Distancia
		N	W	msn	m/s	m ²	m ³ /s	m
1 29-IX.-2006	Punto inicial (1): Canal de riego de la presa San Pedro-Huimilpan.	20°19'56.10"	100°17'16.05"	2,367	1.754	0.284	0.499	–
2 29-IX.-2006	Punto final (2) de la primera evaluación:	20°20'14.41"	100°17'17.08"	2,366				580
3 29-IX.-2006	Punto final (3) de la segunda evaluación:	20°21'14.41"	100°17'01.24"	2,366				530

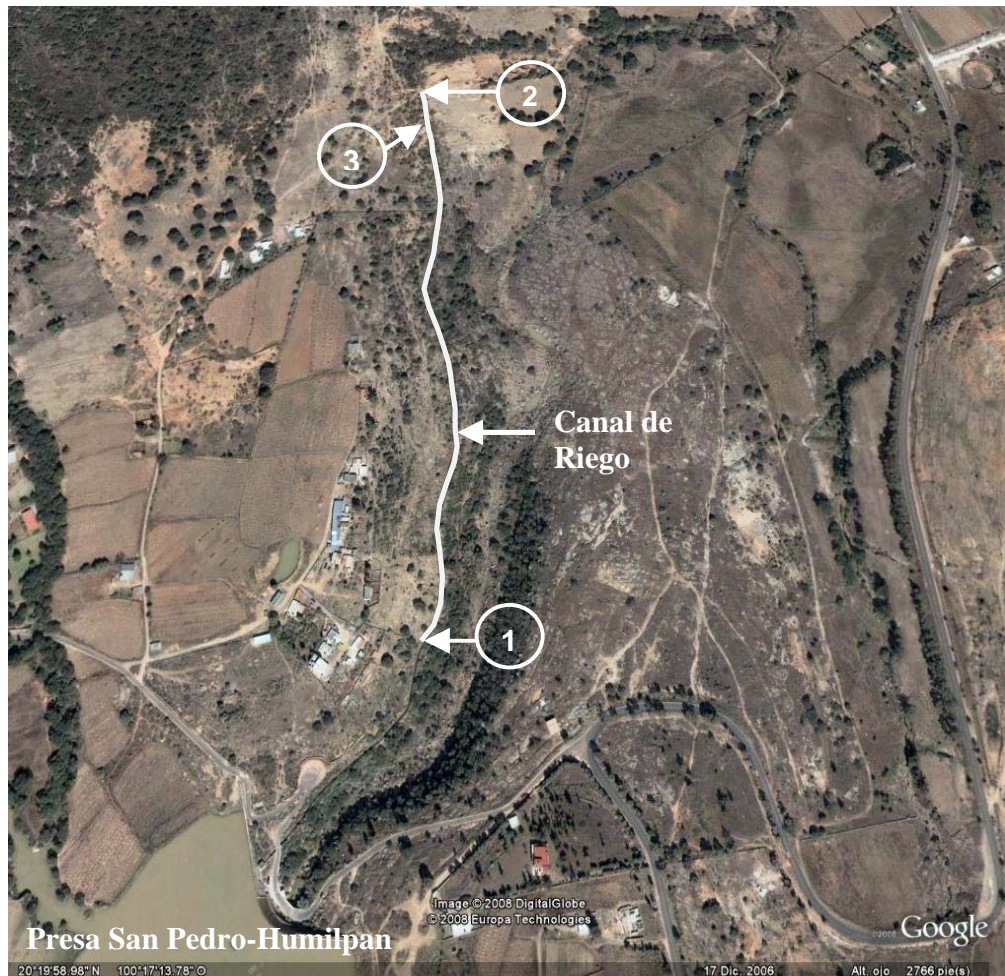


Figura 13. Puntos inicial y final en donde se realizaron las mediciones para la evaluación del modelo de dispersión de contaminantes puntuales conservativos. La primera evaluación fue en el canal de riego del punto 1 al 2, y segunda fue del 1 al punto 3. El mapa fue generado con ayuda del programa Google Earth©, 2008.

El procedimiento realizado fue el siguiente:

- a) El caudal de la corriente de agua se obtuvo al medir el área transversal de flujo y la velocidad de la corriente, esta última utilizando pelotas huecas de $2\frac{1}{4}$ de pulgada y tomando el tiempo de recorrido en una distancia de 50 metros (ver **Figura 14**).



14-a



14-b



14-c



14-d



14-e



14-f

Figura 14. Fotos tomadas durante las mediciones de la dispersión de contaminantes realizada en el canal de riego a la salida de la presa San Pedro, Huimilpan. Las fotos (26 de febrero del 2008) corresponden a: mediciones de la velocidad del canal (14-a), preparación de la solución de NaCl (14-b), canal de riego en su parte intermedia de la longitud de prueba (14-c), toma de mediciones de conductividad en el punto final de la primera evaluación (14-d), toma de mediciones de conductividad en el punto final de la segunda evaluación (14-e), y muestras de las evaluaciones efectuadas (14-f).

- b) Se disolvieron 5 kilogramos de cloruro de sodio (NaCl) en 25 litros de agua y se agregaron en forma controlada al canal y, a una distancia de 550 metros, se tomaron muestras cada minuto. Además, con un medidor portátil se midió la temperatura en °C y la conductividad eléctrica del agua, en $\mu\text{mho/cm}$ (ver **Cuadro 10**).

Cuadro 10. Mediciones de la primera evaluación experimental de dispersión de contaminantes, en el canal de riego de la presa San Pedro en Huimilpan Querétaro (26 de febrero del 2008).

Adición de NaCl en un caudal de 0,508 m ³ /s en el punto inicial.			Tiempo de llegada de la concentración de NaCl a los 550 m en el punto dos.		Medición en campo	
Hora	Kg/45 s	g/L	hora	Tiempo de retardo con la adición del NaCl (min)	Conductividad eléctrica $\mu\text{mho/cm}$	temperatura °C
12:50	5.0	0.219	12:50	0,0	61,5	15,0
			12:51	1,0	61,7	15,1
			12:52	2,0	61,9	14,9
			12:53	3,0	63,9	15,5
			12:54	4,0	61,9	15,2
			12:55	5,0	61,9	15,2
			12:56	6,0	549,0	15,1
			12:57	7,0	70,5	14,9
			12:58	8,0	61,8	14,9
			12:59	9,0	61,6	15,0

- c) Se analizaron los resultados anteriores y se repitió la evaluación con una disminución del tiempo de toma de muestras a la llegada esperada del contaminante, esto es cada 20 segundos y a una distancia de 520 metros (ver **Cuadro 11**). Las muestras se volvieron a medir en el laboratorio de la Universidad Tecnológica de Querétaro mediante un equipo calibrado con soluciones patrón y temperatura.

Cuadro 11. Mediciones de la segunda evaluación experimental de dispersión de contaminantes en el canal de riego de la presa San Pedro en Huimilpan Querétaro (26 de febrero del 2008).

Adición de NaCl en 45 s en un caudal de 0,508 m ³ /s en el punto inicial)			Tiempo de llegada de la concentración de NaCl a los 520 m en el punto dos		Medición en campo	
Hora	kg	g/L	hora	Tiempo de retardo con la adición del NaCl (min)	Conductividad eléctrica $\mu\text{mho/cm}$	temperatura $^{\circ}\text{C}$
14:00:00	2.3/20 s	0.226	14:00:00	0	63.5	15.3
14:00:20	1.8/20 s	0.177	14:00:20	20		
14:00:40	0.9/20 s	0.088	14:00:40	40		
			14:01:00	60	62.4	15.0
			14:01:20	80		
			14:01:40	100		
			14:02:00	120	62.1	15.0
			14:02:20	140		
			14:02:40	160		
			14:03:00	180	62.7	14.9
			14:03:20	200		
			14:03:40	220		
			14:04:00	240	62.2	14.8
			14:04:20	260	61.9	15.0
			14:04:40	280	63.4	15.0
			14:05:00	300	265.0	14.9
			14:05:20	320	389.0	14.9
			14:05:40	340	370.0	14.8
			14:06:00	360	347.0	15.2
			14:06:20	380	118.1	15.4
			14:06:40	400	76.5	15.1
			14:07:00	420	69.0	15.5
			14:07:20	440	63.3	15.3
			14:07:40	460	62.1	15.2
			14:08:00	480	61.8	15.1
			14:08:20	500	61.9	15.4
			14:08:40	520	61.8	15.1

- d) Los resultados de las conductividades medidas en laboratorio, se ajustaron linealmente con respecto a la temperatura de 15.1 $^{\circ}\text{C}$ (promedio del cauce) y a las concentraciones en g/L de la sustancia adicionada (NaCl), para poder convertir las conductividades medidas en concentraciones. Las gráficas con los resultados se observan en las **Figuras 15 y 16**.

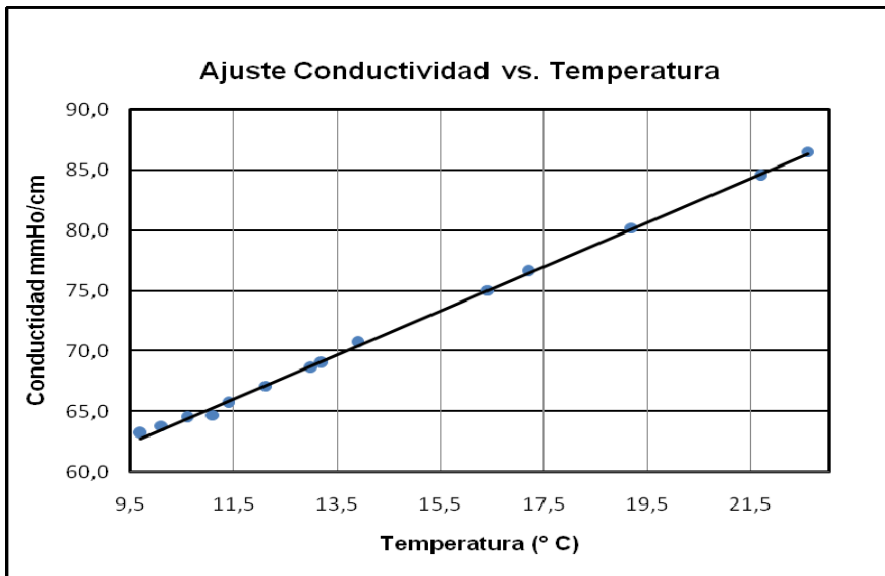


Figura 15. Gráfica de variación de la conductividad con respecto a la temperatura, con muestras de evaluaciones de la dispersión de contaminantes. (coeficiente de regresión (r^2) de = 0.9988).

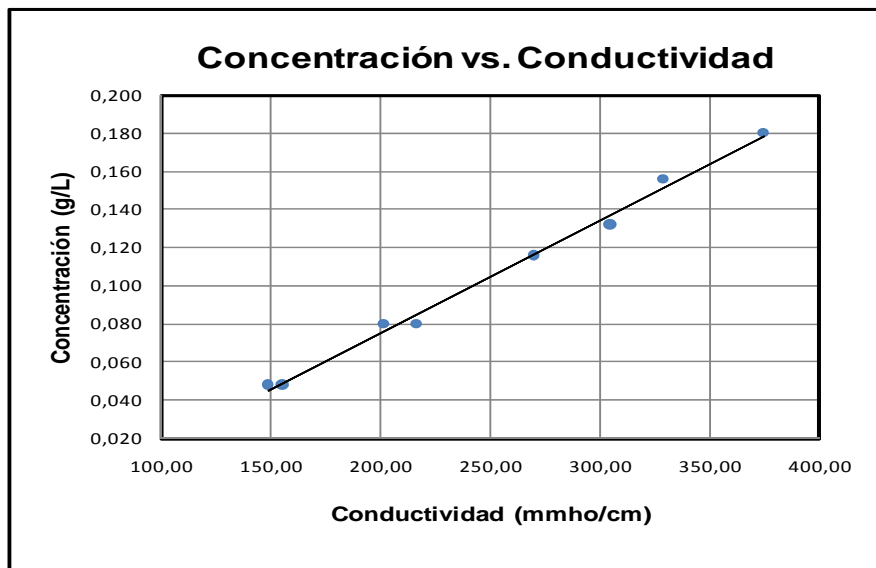


Figura 16. Relación entre conductividad y concentración, realizada con muestras experimentales para evaluar la dispersión de contaminantes ($r^2 = 0.984$).

- e) Las adiciones de cloruro de sodio durante la segunda evaluación (mayor frecuencia de muestreo), se simularon con el módulo de cálculo respectivo, para reproducir las dispersiones de concentración medidas aguas abajo del punto de adición (ver **Cuadro 12**).

Cuadro 12. Resultados de conductividades y concentraciones simulados y medidos durante la evaluación experimental de dispersión de contaminantes conservativos. Los datos presentan un coeficiente de correlación $r = 0.967$ con respecto a los valores de concentración simulados por el módulo de dispersión (26 de febrero del 2008).

Hora del muestreo	Tiempo de llegada	Conductividad eléctrica ajustada a 15.1 °C	Concentración de llegada	Concentración simulada por el módulo de dispersión
	(s)	(mmho/cm)	(g/L)	(g/L)
14:00:00	0	61.14	0	0
14:01:00	60	60.01	0	0
14:02:00	120	60.42	0	0
14:03:00	180	60.13	0	0
14:04:00	240	60.01	0	0
14:04:20	260	59.63	0.000	0.020
14:04:40	280	219.60	0.084	0.078
14:05:00	300	315.60	0.139	0.138
14:05:20	320	310.22	0.136	0.136
14:05:40	340	287.95	0.123	0.081
14:06:00	360	104.51	0.018	0.030
14:06:20	380	70.17	0.000	0.006
14:06:40	400	70.09	0.000	0.001
14:07:00	420	59.84	0	0
14:07:20	440	58.80	0	0
14:07:40	460	58.43	0	0
14:08:00	480	58.36	0	0
14:08:20	500	57.76	0	0
14:08:40	520	58.25	0	0

- f) El coeficiente de dispersión experimental E se obtuvo al ajustar los resultados de las concentraciones de la segunda evaluación, con los valores obtenidos mediante el método de la integral de convolución, ($E = 2.488 \text{ m}^2/\text{s}$) de acuerdo a lo establecido por González y León, (1992).
- g) Tanto la curva teórica de distribución de concentraciones a la distancia elegida como la curva obtenida en forma experimental mostraron una similitud más que aceptable (con un coeficiente de regresión $r^2 = 0.953$), verificándose así la bondad del modelo de simulación para el transporte de contaminantes puntuales conservativos basado en la solución integral de las ecuación de convección-dispersión y la formulación propuesta para determinar el valor de los coeficientes involucrados en el proceso de cálculo (ver **Figura 17**).

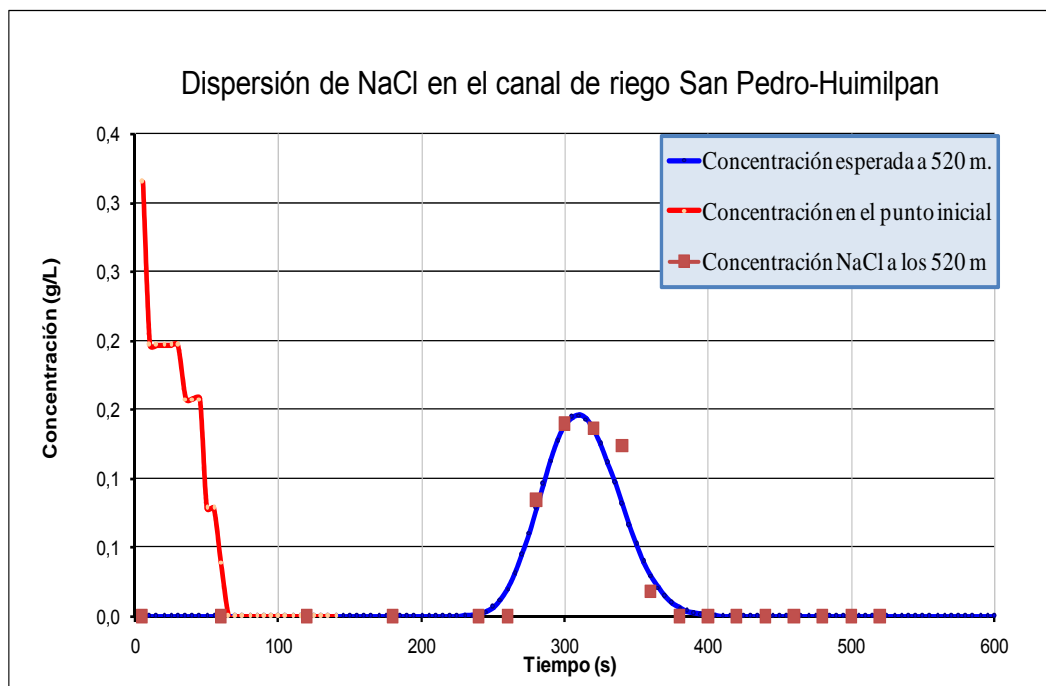


Figura 17. Resultados de la dispersión del contaminante (NaCl) agregado al canal de riego a la salida de la presa San Pedro, realizada el día 26 de febrero del 2008 ($r^2 = 0.953$); con: velocidad promedio de 1.786 m/s; coeficiente de difusión 2.488 m^2/s ; área transversal de 0.284 m^2 y longitud del canal de 520 m.

V. CONCLUSIONES

Se presentó una aplicación de modelos que evalúan parámetros de calidad del agua, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y oxígeno disuelto (OD), asociados a descargas de aguas residuales así como la dispersión de sustancias químicas en cauces de aguas superficiales. El efecto de transporte y dispersión de varios derrames puntuales de contaminantes conservativos se simuló mediante la llamada integral de convolución que resuelve la ecuación de advección-dispersión unidimensional con respecto al tiempo, en tanto que la integral queda resuelta con respecto a la distancia de recorrido superficial en la dirección longitudinal del flujo.

Se desarrollaron módulos de cálculo para probar la bondad de los modelos, al comparar sus resultados con datos experimentales y teóricos reportados en la literatura. Para ello, se eligió el lenguaje de programación VisualBasic®, versión 6.0, por ser una herramienta de amplia utilización y por corresponder a la plataforma de trabajo en la que habrán de integrarse tales módulos para simular, en su momento, el transporte y dispersión de contaminantes para la red completa de drenaje de una cuenca hidrográfica.

El módulo desarrollado con aplicación de la integral de convolución sirvió para calcular la dispersión de contaminantes puntuales conservativos a una distancia dada, aguas abajo de los vertidos en un punto inicial, en cantidades y tiempos variables. El modelo inicialmente fue evaluado al compararse con la ecuación de adición puntual, bajo las mismas condiciones, observándose que las gráficas de concentración se superponen (con un coeficiente de correlación de 0.997), demostrando así que la generalización del modelo con base en la integral de convolución discretizada puede servir para simular el vertido de varios pulsos o adiciones de contaminante.

Los resultados de la evaluación realizada en campo, en donde se agregó cloruro de sodio (NaCl) en cantidades controladas –en el flujo constante de un canal de riego a la salida de la presa San Pedro-Huimilpan, Querétaro– mostraron

una similitud más que aceptable (con una correlación de 0.967) al comparar la curva teórica de la distribución de concentraciones a la distancia elegida con la curva obtenida en forma experimental. Con lo anterior se verifica la bondad del método, y se comprueba la ventaja de poderlo aplicar a varias descargas puntuales a través del tiempo, generando sus curvas de dispersión de concentraciones así como las interrelaciones entre ellas.

Por su parte, al evaluar el módulo para conocer la variación de la demanda bioquímica del oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (OD) e índice de calidad del agua (ICA) en los cauces de aguas superficiales a una distancia definida, tanto para una corriente como para dos que se mezclan aguas abajo, se encontró una aproximación promedio del 85% entre valores calculados y reales, en el caso de DBO, y de un 93 % en OD, esto al utilizar constantes teóricas de aireación y desoxigenación, k_a y k_d . Los rangos de variación en la clasificación del índice de calidad del agua fueron mayores que las variaciones encontradas, por lo que la aplicación del modelo puede hacerse de manera confiable siempre y cuando se tenga una base de datos con valores ya evaluados de las constantes k_a y k_d , y tomando además en cuenta sus variaciones estacionales.

En el caso de sustancias químicas no conservativas, se calculó la tasa de pérdida de concentración para el hierro –específicamente del estudio experimental– con base en mediciones efectuadas en los puntos inicial y final del canal de riego. Se concluyó que también es necesario disponer de valores previos de la concentración para determinar de manera más confiable la disminución de contaminantes a una distancia dada del lugar de vertido.

LITERATURA CITADA

- APHA (American Public Health Association), 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18 ed., Washington, DC.
- Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., Rupp, G. L., Johnson, K. M., Chan, P. W.H., Gherini, S. A., y Chamberlin C. E., 1985. *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/3-85/040.
- Cabrera G., Rodríguez M.G., Rico. M. A., 2004. *Bajan más los niveles del agua subterránea*. Diario de Querétaro, jueves 15 de abril de 2004.
- CEA (Comisión Estatal de Aguas),1999. *Plan hidráulico del estado de Querétaro 1999*. Gobierno del estado de Querétaro, acuífero del valle de Querétaro, México.
- Chapra, S. C., 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill Companies, Inc., ISBN 0-07-011364-5
- Chow V. T., Maidment D. R. y Mays L. W., 1988. *Applied hydrology*. McGraw Hill Inc., (edición en español, Santa Fe de Bogotá, Colombia, 1994)
- CNA (Comisión Nacional del Agua), 1999. *Índice de calidad del agua*, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. México.
- CNA (Comisión Nacional del Agua), 2007. *Estadísticas del Agua en México, 2007*. (Referencia electrónica en el sitio de *internet*: www.cna.gob.mx)
- SUMA21 (Sustentabilidad y Medio Ambiente para el siglo 21), Septiembre de 2003. *Orientación metodológica para la medición de variables ambientales basada en manual de evaluación de impacto ambiental*. Universidad de Santiago de Chile (Referencia electrónica en el sitio de *internet*: <http://web.usach.cl/ima/orientac.htm>).
- Churchill, M.A., Elmore, H. L. y Buckingham, R.A.,1962. "Prediction of Stream Reaeration Rates." J. San. Engr. Div. ASCE SA4:1, Proc. Paper 3199.
- Diskin M. y Ding Y., Mayo 1994. *Channel routing independent of length subdivision*. Water Resources Research.

- Enkerlin E., C., Cano, J., Garza R., A. Vogel, E., 1997. "*Ciencia ambiental y desarrollo sostenible*". International Thompson Editores S.A. de C.V. pag. 499
- González, J.A., León, L.F., 1992. *Estudio Trazado y Calibración Modelo Numérico en Tramo Río Lerma*, Memorias XV Congreso Latinoamericano Hidráulica, V.I, Cartagena, Colombia, pp. 445-454.
- Hernández M., A., 2001. *Depuración y desinfección de aguas residuales*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales, y Puertos, 5° Edición, pp. 124-144, España.
- Hydroscience, Inc., 1971. Simplified Mathematical Modeling of Water Quality, prepared for the Mitre Corporation and the USEPA, Water Programs, Washington, D.C., Mar. 1971.
- León, L.F. , septiembre 1991. *Esquemas Explícitos en la Solución de la Ecuación de Dispersión*. Revista de la Academia Nacional de Ingeniería (ANIAC), Monterrey, N.L., México, pp. 399-403.
- León, L.F., 1991. "*Índice de Calidad del Agua, ICA*", Inf. # SH-9101/01. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, 36 p.
- Metcalf & Hedí, 1998. "*Ingeniería de aguas residuales, tratamiento vertido y reutilización*". Tomo 1, México, McGraw Hill/ Interamericana Editores S.A. de C.V.
- Mobayed K. N., 2001, *Modelo Distribuido de Lluvia-Escorrentía Basado en el Manejo de Variables Geo-Referenciadas y el Escalamiento Fisiográfico de Cuencas*. Tesis Doctoral, U.N.A.M., México.
- Mobayed K. N., 2008. *Modelo hidrológico distribuido con regulación de caudal en zonas urbanas. Estudio de la problemática de inundaciones en la ciudad de Querétaro*. Proyecto CONACYT (FOMIX), Clave Qro-2005-C01-16286, Informe Técnico Final, U.A.Q, México.
- Owens, M. E. y Gibbs, J., 1964. *Some Reaeration Studies in Streams*. Int. J. Air Water Poll. 8:469-486.
- Perry y Grez, 1999. *Aprendiendo Visual Basic 6 en 21 días*. Ed. Prentice Hall, México.

- Rauch W., Henze M., Koncsos L., Reichert, Shanahan P. P., Somlyódy L. y Vanrolleghem P., junio 1998. *Water Quality Modelling: I. State Of The Art*. Presentado en la IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, pp. 21-26
- Schnoor, J. L., 1996. *Environmental Modeling, Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*. John Wiley & Sons, Inc., ISBN 0-47-2436-2
- Thomann, R. y Salas L. H., 1994. *Modelos del Destino de Sustancias Tóxicas*. Organización Panamericana de la Salud. Lima, Peru.
- Ulloa R., M. E., 2005. *Análisis integral de la subcuenca río Huimilpan-Pueblito*. Tesis ingeniero químico ambiental, U.N.A.M., México
- UN/ESD, United Nations, Economic And Social Development, 1997. *Información presentada por el gobierno de México ante la comisión de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas*, Quinta sesión del 7 al 25 de abril de 1997 Nueva York

ANEXOS

A. Programa para cálculo de variación del oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

Para modelar la variación de oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno en los cauces de aguas superficiales, se utiliza la ecuación de Streeter y Phelps (Chapra, 1997).

PROGRAMA PARA LA MODELACIÓN:

Colocar los datos a las variables de entrada para cada corriente (corriente principal, subíndice $n=1$; secundaria, $n=2$) de: demanda bioquímica de oxígeno inicial $DBO_o(n)$ en mg/L; oxígeno disuelto inicial $ODO(n)$ en mg/L; longitud del tramo al punto de mezclado, aguas abajo $X(n)$ en m; velocidad promedio $c_j(n)$ en m/s; la profundidad promedio del cauce $H(n)$ en m; área transversal del cauce $At(n)$ en m^2 ; y temperatura de la corriente de agua $T(n)$, en °C.

Definir las opciones para la modelación para una corriente o para dos que se mezclen aguas abajo, colocando a la variable R el valor respectivo de 1 o 2. Para cada una de las opciones anteriores, se tienen tres más:

- a) Para la opción de calcular teóricamente las constantes de aireación $ka(n)$ y oxigenación $kd(n)$, con los datos iniciales (demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto y datos hidro-fisiográficos de los cauces), se coloca el valor 1 a la variable $Z(n)$;
- b) En la siguiente opción se coloca 2 a la variable $Z(n)$ para que el programa calcule las constantes de aireación y desoxigenación $ka(n)$ y $kd(n)$, en 1/día, cuando se tienen datos de DBO y OD tanto en el punto inicial, $DBO_o(n)$ y $ODO(n)$, como en el punto de mezclado, $DBO_f(n)$ y $OD_f(n)$, todos en mg/L;

- c) Se escoge $Z(n)=3$ cuando se conocen las constantes de aireación y desoxigenación $ka(n)$ y $kd(n)$, ambas en 1/día, y se requiere calcular la demanda química de oxígeno y el oxígeno disuelto en el punto de mezclado, esto es $DBOf(n)$ y $OD(n)$, ambos en mg/L.

En el siguiente paso, el programa calcula teóricamente la concentración de la saturación del oxígeno disuelto $ODS(n)$ a la temperatura de la corriente, por el método de la APHA (1992), en donde $tabs(n)$ es la temperatura absoluta en K:

```
For n = 1 To R
  tabs(n) = (273.15 + T(n))
  ODS(n) = Exp(-139.34411 + (1.575701 * 10 ^ 5 / tabs(n)) - _
    (6.642308 * 10 ^ 7 / tabs(n) ^ 2) + (1.2438 * 10 ^ 10 / _
    tabs(n) ^ 3) - (8.621949 * 10 ^ 11 / tabs(n) ^ 4))
```

Para la primera opción ($Z = 1$), se calculan los valores de las constantes teóricas de aereación $ka(n)$, con base en el criterio de Owens y Gibbs (1964) para velocidades moderadas y sistemas superficiales, y de la constante de desoxigenación $kd(n)$, según las recomendaciones de Hydrosience, (1971). Ambas constantes se ajustan en función de la temperatura T de la corriente.

```
If Z(n) = 1 Then
  If H(n) < 2.4 Then kd(n) = (0.3 * (H(n) / 8) ^ (-0.434)) * 1.048 ^ _
    (T(n) - 20) Else kd(n) = 0.3
  ka(n) = ((5.32 * (cj(n) ^ 0.67 / H(n) ^ 1.85))) * 1.024 ^ (T(n) - _
    20)
  BODf(n) = BODo(n) * Exp((-kd(n) / 86400) * X(n)) / cj(n))
  Df(n) = CODo(n) * Exp(-((ka(n) / 86400) * X(n)) / cj(n)) + ((kd(n) / _
    86400) * BODo(n) / 86400) / ((ka(n) - kd(n)) / 86400)) * (Exp(-kd(n) / _
    86400) * X(n) / 86400) / cj(n)) - Exp(-(ka(n) * X(n) / 86400) / _
    cj(n)))
  COD(n) = ODS(n) - Df(n)
  If COD(n) < 0 Then COD(n) = 0
End If
```

Para calcular el valor de las constantes de aereación y desoxigenación, cuando se tienen datos de la demanda bioquímica y oxígeno disuelto en el punto de mezclado ($Z = 2$), se utiliza la siguiente rutina:

```

If Z(n) = 2 Then
kd(n) = (Log(BODf(n) / BODo(n)) / (X(n) / cj(n))) * (-86400)
ka(n) = 0
For k = 1 To 10000
ka(n) = 0.01 + ka(n)
xx(n) = (ODS(n) - COD(n)) - (ODS(n) - CODo(n)) * Exp(-(ka(n) /
/ 86400) * X(n)) / cj(n))
yy(n) = ((kd(n) * BODo(n) / 86400) / ((ka(n) - kd(n)) / 86400)) -
* (Exp(-(kd(n) * X(n) / 86400) / cj(n)) - Exp(-(ka(n) * X(n) /
/ 86400) / cj(n)))
If xx(n) > yy(n) Then Exit For
Next k
End If

```

El cálculo de valores de DBO y OD cuando se conocen las constantes de aeración y desoxigenación ($Z = 3$) se efectúa de acuerdo con:

```

If Z(n) = 3 Then
Df(n) = CODo(n) * Exp(-(ka(n) / 86400) * X(n)) / cj(n)) + ((kd(n) /
* BODo(n) / 86400) / ((ka(n) - kd(n)) / 86400)) * (Exp(-(kd(n) /
* X(n) / 86400) / cj(n)) - Exp(-(ka(n) * X(n) / 86400) / cj(n)))
BODf(n) = BODo(n) * Exp(-(kd(n) / 86400) * X(n)) / cj(n))
COD(n) = ODS(n) - Df(n)
If COD(n) < 0 Then COD(n) = 0
Else
End If

```

Por su parte, el cálculo del índice de calidad del agua (ICA) se realiza con base en los resultados finales de DBO, los cuales se comparan con los valores definidos por la Comisión Nacional del Agua (CNA, 2007) con fines de clasificación. Los cálculos se hacen para cada corriente y para la mezcla de ambas:

```

If BODf(n) <= 3 Then
ICA(n) = "EXCELENTE"
ElseIf BODf(n) <= 6 Then
ICA(n) = "BUENA CALIDAD"
ElseIf BODf(n) <= 30 Then
ICA(n) = "ACEPTABLE"
ElseIf BODf(n) <= 120 Then
ICA(n) = "CONTAMINADA"
ElseIf BODf(n) > 120 Then
ICA(n) = "FUERTEMENTE CONTAMINADA"
Else
End If
Next n

If R = 1 Then

```

```

BODmez = BODf(1)
Dfmez = Df(1)
ODmez = OD(1)
Else
BODmez = (BODf(1) * cj(1) * At(1) + BODf(2) * cj(2) * At(2)) / _
(cj(1) * At(1) + cj(2) * At(2))
ODmez = (COD(1) * cj(1) * At(1) + COD(2) * cj(2) * At(2)) / (cj(1) _
* At(1) + cj(2) * At(2))
End If

If BODmez <= 3 Then
ICamez = "EXCELENTE"
ElseIf BODmez <= 6 Then
ICamez = "BUENA CALIDAD"
ElseIf BODmez <= 30 Then
ICamez = "ACEPTABLE"
ElseIf BODmez <= 120 Then
ICamez = "CONTAMINADA"
ElseIf BODmez > 120 Then
ICamez = "FUERTEMENTE CONTAMINADA"
Else
End If

```

B. Programa para cálculo de los valores de dispersión de los contaminantes puntuales conservativos

El modelo simula la dispersión de contaminantes puntuales conservativos vertidos a diferentes tiempos y concentraciones en uno o dos cauces, los cuales se mezclan en cierto punto dado aguas abajo. Asimismo calcula la dispersión de las concentraciones de llegada de los contaminantes en el punto de mezclado, aplicando la ecuación de advección-dispersión y utilizando el método de la integral de convolución para simular su transporte respectivo por los cauces.

PROGRAMA PARA LA MODELACIÓN:

Colocar valores de las constantes a usarse en los cálculos: V_{min} , que es el valor mínimo a tomar en cuenta en el cálculo de las concentraciones de llegada al punto de referencia; Dt , que es el incremento en segundos para realizar los cálculos; así como el valor de Pi (π).

```

Pi = 3.1416
Vmin = 0.001
Dt = 60

```

Colocar datos a las variables de entrada para cada corriente (corriente principal, subíndice $n = 1$; y secundaria, $n = 2$) de: velocidad promedio de la corriente $c_j(n)$, en m/s; coeficiente de dispersión $D_j(n)$, en m^2/s ; longitud del tramo al punto de mezclado $Drio(n)$, en m, y área transversal del cauce $At(n)$, en m^2 .

Definir la opción para calcular la dispersión de los contaminantes en una corriente, $W = 1$; o para dos corrientes, $W = 2$:

```
If Option1 = True Then W = 1 Else W = 2
```

Los datos del vertido de contaminantes puntuales para la corriente principal se introducen en la matriz $Io(1, n)$, y para la corriente secundaria en la matriz $Io(2, n)$, ambos en kg/min. Los datos se transforman a concentraciones de mg/L.

Calcular la función impulso-respuesta $Ud(n, k)$ en el punto de mezclado para cada corriente, donde $Ta(n)$ es la variable con el incremento del tiempo. Cuando los valores de la función comienzan a ser mayores a $Vmin$, el valor de k se almacena en la variable $Kn(n)$ para saber el número mínimo de iteraciones efectuadas antes de que la concentración en el punto de llegada del contaminante sea mayor que la concentración mínima, y cuando la función disminuya a valores menores a $Vmin$. El valor final de k se almacena en la variable $Kx(n)$, que es el número máximo de iteraciones efectuadas después de que llega el contaminante y se reduce la contaminación a valores menores de $Vmin$:

```
For k = 1 To 5000
  Ta(n) = k * Dt
  Ud(n, k) = (Drio(n) * Dt) / ((4 * Pi * Dj(n) * Ta(n) ^ 3) ^ 0.5) -
  * Exp(-((Drio(n) - cj(n) * Ta(n)) ^ 2) / (4 * Dj(n) * Ta(n)))
  Kx(n) = k
  If Kn(n) = 0 And Ud(n, k) > Vmin Then Kn(n) = k
  If Kn(n) > 0 And Ud(n, k) < Vmin Then Exit For
Next k
```


Obtener el límite superior $Npts(n)$ para calcular las concentraciones acumuladas de las dispersiones del contaminante en función del tiempo, para cada una de las corrientes, esto es:

$$Npts(n) = 3 * (Kx(n) - Kn(n))$$

Obtener la suma de las concentraciones acumuladas de las dispersiones del contaminante en función del tiempo, $Qo(n, j)$:

```

For j = 1 To Npts(n)
  Qo(n, j) = 0
For k = j To 1 Step -1
  If (j - k + 1) > Kx(n) Then Exit For
  Qo(n, j) = Qo(n, j) + Io(n, k) * Ud(n, j - k + 1)
Next k
Next j
Next n

```

Obtener el tiempo mayor $Npts(n)$ de ambas corrientes:

```

If Npts(1) > Npts(2) Then Z = Npts(1) Else Z = Npts(2)

```

Obtener las concentraciones acumuladas en el punto de mezclado de ambas corrientes $Qosum(j)$, en función de sus concentraciones, en mg/L:

```

For j = 1 To Z
  Qosum(j) = (Qo(1, j) * cj(1) * At(1) + Qo(2, j) * cj(2) * At(2)) _
  / (cj(1) * At(1) + cj(2) * At(2))
Next j

```

Obtener el tiempo de llegada L (en minutos) de la concentración del contaminante mayor a 0.05 mg/L en el punto de mezclado de ambas corrientes:

```

For L = 1 To Z
  If Qosum(L) > 0.05 Then Exit For
Next L

```

Calcular la concentración máxima de la mezcla de corrientes y su tiempo de llegada (en minutos) del contaminante en la corriente mezclada:

```

For m = 1 To Z
  If Qosum(m) > conmax Then conmax = Qosum(m): Tmax = m
Next m

```

Obtener el tiempo (en minutos) de disminución de la concentración del contaminante menor a 0.05 mg/L en la corriente mezclada:

```

If Kx(2) > Kx(1) Then Q = Kx(2) Else Q = Kx(1)
For L = Q To Z
  If Qosum(L) < 0.05 Then Exit For
Next L

```

C. Programa para cálculo de la disminución de contaminantes puntuales no conservativos vertidos a un cauce

El programa calcula la pérdida de las sustancias tóxicas a lo largo de cierta distancia aguas abajo, para una o para dos corrientes y en un punto de mezclado, tomando en cuenta si se conoce la pérdida neta de la sustancia v_t , o si ésta se requiere calcular con base en mediciones de las concentraciones en ambos puntos (Thomann y Salas, 1994).

PROGRAMA PARA LA MODELACION:

Colocar los datos en las variables de entrada para cada corriente (subíndice $n = 1$ ó 2 , como ya se explicó) de: concentración del tóxico en el punto de derrame $cont0(n)$, en mg/L; longitud del tramo al punto de mezclado $xf(n)$, en m; profundidad promedio del cauce $H(n)$ en m; velocidad promedio del cauce $U(n)$, en m/s; y área hidráulica promedio del cauce $At(n)$, en m^2 .

Definir las opciones para la modelación de una corriente o para dos que se mezclen en un punto aguas abajo, colocando a la variable R el valor de 1 o de 2, respectivamente. Cada caso, a su vez, presenta las dos siguientes opciones ($n = 1$ ó 2): calcular la pérdida de sustancia química tóxica $vtf(n)$, cuando se conoce su tasa de pérdidas; o calcular esta última cuando se tienen mediciones de

concentración de las sustancias tóxicas en los puntos inicial y final del cauce, $cont0(n)$ y $contf(n)$, ambas en mg/L:

```

If Option1.Value = True Then R = 1
If Option2.Value = True Then R = 2
If Option3.Value = True Then n = 1
If Option4.Value = True Then n = 2

```

Colocar la información adicional requerida, según la decisión tomada, es decir: la tasa de pérdidas $vtf(n)$, o las concentraciones de sustancia tóxica antes del punto de mezclado $contf(n)$, en mg/L.

Calcular la concentración en el punto de mezclado de las concentraciones de la sustancia tóxica (función exponencial de atenuación):

```

If n = 1 Then
  For Z = 1 To R
    contf(Z) = cont0(Z) * Exp((-vtf(Z) * xf(Z)) / (H(Z) * U(Z)))
  Next Z
Else
End If

```

Calcular la tasa de pérdida neta de la sustancia química a evaluar:

```

If n = 2 Then
  For Z = 1 To R
    vtf(Z) = (-H(Z) * U(Z) * Log(contf(Z) / cont0(Z))) / xf(Z)
  Next Z
Else
End If

```

Calcular concentración promedio en el punto de mezclado $contm$, en mg/L:

$$contm = (cont0(1) * U(1) * At(1) + cont0(2) * U(2) * At(2)) / (U(1) * At(1) + U(2) * At(2))$$